précipitations acides

EFFETS DE L'ACIDITÉ SUR LES COMMUNAUTÉS PISCICOLES DU NORD DE LA MAURICIE

Québec

EFFETS DE L'ACIDITÉ SUR LES COMMUNAUTÉS PISCICOLES DU NORD DE LA MAURICIE

Publication PA-34

par

Serge Tremblay
Biologiste, M.Sc.

Direction de la qualité du milieu aquatique
Ministère de l'Environnement du Québec

Juillet 1989

90-02961/

Dépôt légal - 3e trimestre 1989
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-19961-8

Envirodoq 890004
Acidoc 890045
QEN/PA-34/1

RÉSUMÉ

La Direction de la qualité du milieu aquatique du ministère de l'Environnement a procédé, à l'été 1987, à un échantillonnage des populations piscicoles de 30 lacs situés dans la partie nord de la région hydrographique de la Mauricie afin d'évaluer l'impact de l'acidité des eaux lacustres sur la faune ichtyologique. L'analyse des résultats des pêches expérimentales démontre que la diversité piscicole n'est pas influencée directement par l'acidité du milieu. Cependant, il semble qu'un pH de 5,3-5,5 s'avère le seuil inférieur de résistance à l'acidité de la majorité des espèces de poissons car près de 75 pour cent des espèces recensées sont absentes en deçà de cette valeur. La perchaude et le grand brochet sont les espèces les plus résistantes ($pH < 5,0$) tandis que la plupart des cyprinidés, des salmonidés ainsi que la lotte et le chabot tacheté sont les plus sensibles ($pH \geq 5,5$) à l'acidité des eaux lacustres. De plus, l'augmentation de l'acidité entraîne une réduction de la densité du mulet perlé et de l'omble de fontaine dans les lacs de la communauté à meunier noir. Pour la communauté à prédateurs piscicoles, aucune espèce ne semble affectée directement par une augmentation de l'acidité. Toutefois, la concentration d'aluminium filtré semble avoir eu des effets néfastes plus importants sur la faune piscicole des deux communautés. La baisse de densité et de biomasse du mulet perlé et du doré jaune serait reliée à l'augmentation de la concentration d'aluminium filtré dans le milieu. De même, la biomasse et le poids moyen de la ouitouche seraient également affectés par l'aluminium. L'analyse des structures de taille des populations de perchaude, de doré jaune et d'omble de fontaine vivant dans les eaux acides ($pH \leq 5,5$) révèle l'absence de plusieurs strates de taille qui sont, toutefois, présentes dans les lacs de transition ($5,5 < pH < 6,0$) et les lacs non acides ($pH \geq 6,0$). Ces différences pourraient être principalement causées par un échec du recrutement des juvéniles en milieu acide.

Mots-clés: acidité, aluminium, densité spécifique, diversité, biomasse piscicole, structure de taille, population piscicole, communauté piscicole, Mauricie.

Tremblay, S., 1989. Effets de l'acidité sur les communautés piscicoles du nord de la Mauricie. Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, ACIDOC N° 890045, Envirodoq N° 890004, rapport N° PA-34, 70 pages, 2 annexes.

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....iii
TABLE DES MATIÈRES.....v
LISTE DES TABLEAUX.....vi
LISTE DES FIGURES.....vii
LISTE DES ANNEXES.....ix
REMERCIEMENTS.....x

INTRODUCTION.....1

CHAPITRE 1 DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE.....4

1.1 Situation ichtyogéographique.....4
1.2 Géologie.....4
1.3 Climatologie.....6
1.4 Végétation forestière.....6

CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES.....7

2.1 Sélection des lacs.....7
2.2 Échantillonnage ichtyologique.....9

CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....11

3.1 Distribution et diversité des espèces en fonction du pH.....11
3.2 Densité et biomasse.....22
3.3 Structure de taille.....31

CHAPITRE 4 CONCLUSION GÉNÉRALE.....37

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....40

LISTE DES TABLEAUX

		Page
2.1	Caractéristiques physico-chimiques et morphométriques des 30 lacs de la Mauricie-Nord (mars 1987).....	8
3.1	Évaluation du pH originel des 30 lacs de la Mauricie-Nord d'après le modèle SIGMA/SLAM (Dupont et Grimard, 1987) en tenant compte d'un dépôt humide annuel de 5 kg/ha/an de sulfates.....	20

LISTE DES FIGURES

		Page
1.1	Localisation des 30 lacs étudiés dans la région de la Mauricie-Nord.....	5
3.1	Relation entre le nombre d'espèces ichtyologiques et le pH des 30 lacs de la Mauricie-Nord.....	12
3.2	Distribution des 20 espèces de poissons en fonction du pH pour les 30 lacs de la Mauricie-Nord. Les abréviations du nom des familles correspondent à ce qui suit: Percidés (Pe), Esocidés (Es), Catostomidés (Ca), Cyprinidés (Cy), Salmonidés (Sa), Gadidés (Ga), Cottidés (Co).....	14
3.3	Relation entre les prises par unité d'effort (P.U.E.) et le pH des 30 lacs de la Mauricie-Nord.....	23
3.4	Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (B.U.E.) et le pH des 30 lacs de la Mauricie-Nord.....	23
3.5	Relation entre les prises totales par unité d'effort (P.U.E.) de l'omble de fontaine et le pH dans une communauté de meunier noir.....	25
3.6	Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (B.U.E.) du mulet perlé et le pH dans une communauté de meunier noir.....	25
3.7	Relation entre les prises totales par unité d'effort (P.U.E.) du mulet perlé et la concentration d'aluminium filtré dans une communauté de meunier noir.....	27
3.8	Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (B.U.E.) du mulet perlé et la concentration d'aluminium	

filtré dans une communauté de meunier noir..... 27

3.9 Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (B.U.E.) de la ouitouche et la concentration d'aluminium filtré dans une communauté de prédateurs piscicoles..... 28

3.10 Relation entre le poids moyen par unité d'effort (B.U.E.) de la ouitouche et la concentration d'aluminium filtré dans une communauté de prédateurs piscicoles..... 28

3.11 Relation entre les prises par unité d'effort (P.U.E.) du doré jaune et la concentration d'aluminium filtré..... 29

3.12 Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (B.U.E.) du doré jaune et la concentration d'aluminium filtré..... 29

3.13 Distribution des fréquences de taille de la perchaude provenant des lacs à prédateurs de type acide, de transition et non acide de la Mauricie-Nord..... 32

3.14 Distribution des fréquences de taille de l'omble de fontaine provenant des lacs à meunier noir de type acide, de transition et non acide de la Mauricie-Nord..... 33

3.15 Distribution des fréquences de taille du doré jaune provenant des lacs à prédateurs de type acide, de transition et non acide de la Mauricie-Nord..... 35

LISTE DES ANNEXES

Annexe		Page
1	Liste des lacs et leur localisation.....	45
2	Cartes bathymétriques des 30 lacs échantillonnés.....	47
3	Nombre total de captures et prises par unité d'effort ( ) des espèces ichtyologiques prélevées à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord.....	78
4	Biomasse totale par unité d'effort (g) des différentes espèces ichtyologiques prélevées à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord. Le poids moyen des individus est indiqué entre parenthèses ($x10^3$g).....	81

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier messieurs Michel Groleau, René Poulin, Serge Poirier , Yves Vallée et Denis Robichaud de la Direction de la qualité du milieu aquatique du ministère de l'Environnement du Québec, pour leur participation à l'échantillonnage de cette étude. J'exprime ma reconnaissance envers monsieur Yvon Richard de la Direction de la qualité du milieu aquatique pour ses commentaires et ses conseils des plus avisés lors de la réalisation de ce document.

Egalement, je tiens à remercier messieurs Lévis Talbot, Jacques Dupont et Marc Simoneau de la Direction de la qualité du milieu aquatique , et messieurs Michel Lemieux et Pierre Dumont du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec pour leurs critiques constructives lors de la lecture de ce rapport. Enfin, je remercie monsieur André Richard de la Direction des communications du ministère de l'Environnement du Québec pour son excellente révision linguistique.

INTRODUCTION

L'acidification des eaux douces constitue présentement une des plus sérieuses menaces pour la faune aquatique de plusieurs régions de l'hémisphère nord. Pour connaître l'ampleur des ressources piscicoles affectées par les précipitations acides, le ministère de l'Environnement du Québec a instauré en 1986 un vaste programme d'échantillonnage, à la fois physico-chimique et ichtyologique, sur cinq grandes régions hydrographiques du Québec qui sont l'Outaouais, la Mauricie, le Saguenay-Lac Saint-Jean, la Côte-Nord et l'Abitibi. Le présent rapport vise à identifier l'impact des précipitations acides sur les populations piscicoles du nord de la Mauricie.

Parmi les effets directs et indirects de l'acidification, on note la disparition de populations (Haines, 1981; Harvey et Lee, 1982), l'altération de la reproduction (Beamish et al., 1975; Tam et Payson, 1986; Trippel et Harvey, 1987), la modification du taux de croissance (Rodgers, 1984; Tam et al., 1988), une mortalité sélective selon l'âge des poissons (Harvey, 1982) et différents stress physiologiques découlant de problèmes de régulation osmotique (Muniz et Leivestad, 1980; Wood, 1988; Audet et al., 1988).

Au Québec, on a signalé la disparition du grand brochet (Esox lucius) et de l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) de lacs fortement affectés par les apports acides de nature anthropique (Frenette, 1986; Richard, 1986). Frenette (1986) a démontré que la biomasse totale par unité d'effort des lacs acides ($pH \leq 5,2$) était 2,6 fois plus faible que celle des lacs non acides ($pH \geq 5,9$) pour les communautés multispécifiques du Témiscamingue. En condition allopatrique, l'augmentation des prises par unité d'effort de l'omble de fontaine (Frenette et al., 1986) ainsi que la biomasse prélevée par unité d'effort (Richard, résultats non-publiés) était liée à la réduction de l'acidité.

L'objectif de cette étude consiste à évaluer l'impact de l'acidité lacustre sur le seuil de tolérance à l'acidité, la diversité, la densité, la biomasse et la structure de taille spécifique des populations piscicoles du nord de la Mauricie. Les inventaires effectués à l'aide de pêches expérimentales constituent la méthode la plus couramment employée pour évaluer l'état des populations piscicoles affectés par les apports atmosphériques acides. Les déséquilibres au sein des populations sont souvent associés à de faibles valeurs de pH. Selon les résultats obtenus, on peut, d'une part, déterminer un seuil de tolérance à l'acidité des différentes espèces recensées et, d'autre part, quantifier les pertes de populations piscicoles (Harvey et Lee, 1982; Schofield, 1982). Cependant, à notre connaissance, peu de chercheurs ont considéré l'importance des relations interspécifiques dans ce genre d'étude (Mills et al., 1987), malgré leur rôle majeur dans la structuration des communautés aquatiques (Werner, 1986).

Pour une communauté aquatique donnée, l'intensité des interactions biotiques telles que la prédation et la compétition est fonction principalement de sa composition spécifique. Colby et al. (1987) précisent que l'abondance et la condition de plusieurs espèces piscicoles sont régies principalement par les interactions biotiques qui sont elles-mêmes influencées par des contraintes abiotiques. Il se pourrait que l'effet des différentes interactions propres à chacune des communautés piscicoles puisse masquer les effets potentiels des variables physico-chimiques et morphométriques lors d'une analyse où les communautés ne seraient pas distinguées. Par conséquent, on suppose que des communautés piscicoles possédant les mêmes caractéristiques constituantes devraient réagir de façon similaire à divers types et degrés de stress (Marshall et Ryan, 1987). Somers et Harvey (1984) ont déjà employé cette approche par type de communauté piscicole. De cette façon, ils ont pu décrire l'état des populations piscicoles affectées par des émissions de sulfate et de métaux lourds dans 50 lacs de la région de Wawa, en Ontario.

Donc, la comparaison de communautés piscicoles similaires peut permettre de mieux discerner les effets découlant des interactions biotiques de ceux induits par les paramètres abiotiques. Plus particulièrement, l'analyse de la diversité, de la densité, de la biomasse et de la structure de taille spécifique a été effectuée pour les différentes communautés piscicoles recensées sur le territoire d'étude en fonction des différents paramètres physico-chimiques et morphométriques mesurés.

CHAPITRE 1

DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE

1.1 Situation ichtyogéographique

Le territoire d'étude correspond à la portion nord-ouest de la région hydrographique de la Mauricie (Figure 1.1) et couvre une superficie d'environ 20 000 km^2. Cette aire est située à plus de 350 km au nord-ouest de Trois-Rivières et est délimitée par les coordonnées 47° 54' et 49° 00' de latitude nord et 72° 45' et 75° 30' de longitude ouest. L'altitude moyenne est de 450 m, avec des sommets de plus de 600 m.

La sélection du périmètre d'étude a été effectuée selon une subdivision du territoire québécois en régions ichtyogéographiques telle que proposée par Legendre et Legendre (1984). Les limites de ces régions tiennent compte de la dispersion post-glaciaire des poissons, des gradients climatiques, botaniques ou géomorphologiques. Selon cette classification, la Mauricie-Nord fait partie d'une région ichtyogéographique caractérisée par la présence des familles suivantes: salmonidés (ex: Salvelinus fontinalis), ésocidés (ex: Esox lucius), catostomidés (ex:Catostomus commersoni), cyprinidés (ex: Semotilus margarita), gadidés (ex: Lota lota), percidés (ex: Perca flavescens), et cottidés (ex: Cottus bairdi) (Legendre et Legendre, 1984).

1.2 Géologie

La Mauricie-Nord repose entièrement sur le bouclier canadien. La roche est constituée de paragneiss, de migmatite, de gneiss granitique, de roches granitiques et de gneiss d'origine plutonique. Cette composition particulière confère au territoire d'étude une faible capacité de neutralisation des apports acides (Shilts et al., 1981).

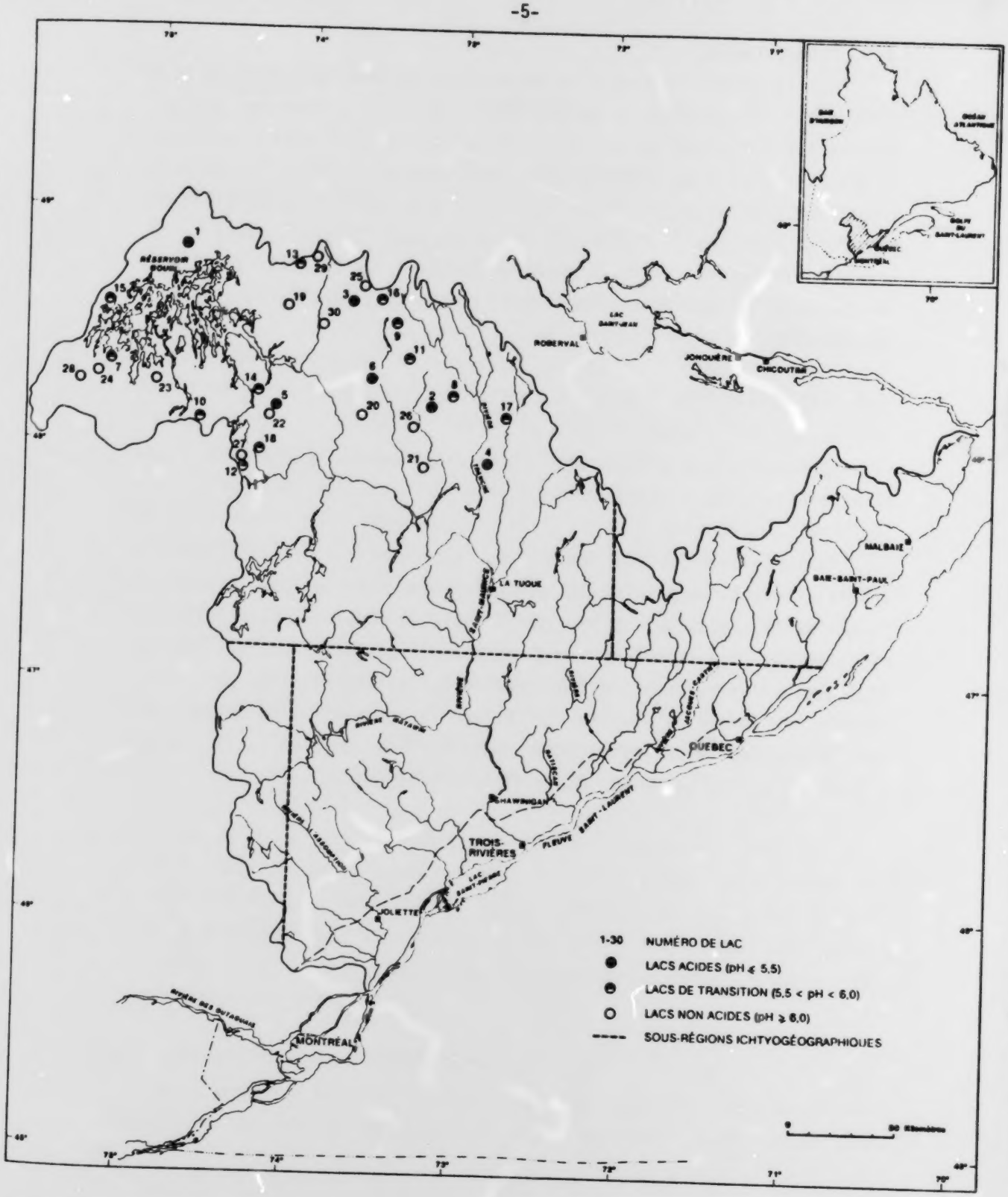


Figure 1.1. LOCALISATION DES 30 LACS ÉTUDIÉS DANS LA RÉGION DE LA MAURICIE-NORD.

1.3 Climatologie

Pour la Mauricie-Nord, la température moyenne annuelle varie de 0,0°C à 2,5 °C selon un gradient nord-sud. La moyenne des précipitations totales annuelles est de 1 000 mm dont 30 pour cent constituent la fraction nivale moyenne annuelle (Proulx et al., 1987). Le pH moyen annuel des précipitations varie de 4,4 à 4,6 avec des dépôts humides annuels de sulfates de l'ordre de 15 kg/ha/année (Dupont, 1989) ce qui s'avère inférieur à la limite jugée acceptable de 20 kg/ha/année pour la protection des écosystèmes modérement sensibles (États-Unis - Canada, 1983).

1.4 Végétation forestière

Le territoire à l'étude est caractérisé par la présence de trois formations végétales distinctes.

Au nord du réservoir Gouin, on retrouve la pessière noire à sphaigne avec des peuplements de transition dominés par le peuplier faux-tremble (Populus tremuloides) et le bouleau blanc (Betula papyrifera). La sapinière à bouleau blanc associé au pin gris (Pinus divaricata) et au peuplier faux-tremble est caractéristique de la zone située plus au sud du réservoir. Enfin, la sapinière à épinette noire avec la présence de krummholtz forme une enclave sur les hauts sommets situés à l'est du réservoir Gouin (Thibault et Hotte, 1985).

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Sélection des lacs

En mars 1987, une campagne d'échantillonnage physico-chimique a été effectuée sur 266 lacs de la région hydrographique de la Mauricie (Dupont, 1989). Les lacs ont tous été échantillonnés par hélicoptère au mois de mars 1987 sur couvert de glace. Chaque échantillon consistait en un intégré 0-5 mètres de la colonne d'eau prélevé au centre du lac ou au point estimé le plus profond. Les procédures analytiques utilisées pour la détermination des descripteurs physico-chimiques sont décrites dans Dupont (1989). À la suite de cet échantillonnage, 80 lacs représentatifs de tous les niveaux d'acidité enregistrés ($4,9 \leq pH \geq 5,6$) ont été retenus pour l'étude des populations piscicoles. Les lacs étaient libres de toute activité humaine et accessibles par hydravion seulement. Ces plans d'eau, dont la superficie variait de 14 à 175 ha, sont répartis également à l'intérieur de deux grandes régions ichtyogéographiques (Legendre et Legendre, 1984) dénommées Mauricie-Nord et Mauricie-Sud pour les besoins de l'étude. L'étude des populations piscicoles de la Mauricie-Sud sera présentée dans un prochain rapport.

Compte tenu des possibilités d'amerrissage, 30 lacs ont été effectivement échantillonnés sur les 40 lacs retenus pour l'étude de la Mauricie-Nord (Figure 1.1). Les principales caractéristiques physico-chimiques et morphométriques des plans d'eau sont présentées au tableau 2.1; la localisation des lacs est présentée à l'annexe 1 et la bathymétrie à l'annexe 2.

2.2 Échantillonnage ichtyologique

La campagne d'échantillonnage ichtyologique des 30 lacs s'est déroulée du 26 mai au 17 juin 1987. Les spécimens pour chacun des

TABLEAU 2.1: Caractéristiques physico-chimiques et morphométriques des 30 lacs de la Mauricie-Nord (mars 1987).

LACS	pH (unité)	ALCALINITÉ (µéq/L)	CONDUCTIVITÉ (µS/cm)	CALCIUM (µéq/L)	SULFATE (µéq/L)	MAGNÉSIUM (µéq/L)	COULEUR (U.Hazen)	ALUMINIUM FILTRÉE (µg/L)	PROFONDEUR MOYENNE (m)	SUPERFICIE (ha)
1	4,9	26	19,2	64,9	71,4	32,9	63	349,9	1,5	25,7
2	5,1	16	13,5	39,9	50,9	24,7	45	189,8	3,1	18,2
3	5,3	62	18,9	89,8	61,6	41,1	30	80,0	4,8	118,9
4	5,5	30	20,0	104,8	71,4	41,1	43	140,3	3,3	18,4
5	5,5	50	21,3	74,8	61,0	49,4	70	220,3	1,6	17,3
6	5,5	26	13,7	54,9	29,8	32,9	73	170,0	4,4	31,2
7	5,6	32	15,7	64,9	50,6	41,1	51	119,6	3,4	108,7
8	5,6	46	15,5	74,8	29,8	41,1	52	130,4	2,4	37,4
9	5,6	38	14,6	74,8	29,8	32,9	68	150,2	2,6	18,1
10	5,7	26	16,5	79,8	50,3	41,1	48	109,7	9,5	48,5
11	5,8	28	13,3	59,9	40,2	32,9	37	80,0	4,8	70,2
12	5,8	36	16,5	94,8	50,9	32,9	51	140,3	6,1	17,3
13	5,8	50	18,5	94,8	39,3	41,1	63	220,3	4,6	35,9
14	5,8	38	20,0	94,8	49,7	49,4	81	160,1	4,7	81,9
15	5,8	50	17,5	89,8	39,3	49,4	91	150,2	3,1	36,7
16	5,9	30	12,7	54,9	40,2	24,7	36	109,7	4,8	34,9
17	5,9	40	18,4	84,8	70,8	32,9	37	109,7	3,0	174,7
18	5,9	54	21,9	124,7	60,4	41,1	39	150,2	5,3	14,2
19	6,0	44	15,6	74,8	61,6	24,7	9	50,4	4,7	23,1
20	6,0	50	16,9	74,8	50,3	41,1	37	89,9	2,6	33,3
21	6,0	54	20,0	94,8	60,7	49,4	57	130,4	4,7	69,6
22	6,0	24	18,5	74,8	91,9	49,4	13	60,3	12,2	73,7
23	6,0	62	16,5	74,8	39,9	49,4	59	70,2	2,1	36,7
24	6,0	58	17,5	84,8	50,6	49,4	36	80,0	2,7	61,0
25	6,0	52	21,5	99,8	81,8	49,4	32	160,1	3,7	33,7
26	6,1	130	21,6	99,8	40,5	49,4	41	70,2	1,6	33,6
27	6,2	52	17,8	99,8	61,6	32,9	11	40,0	15,5	43,8
28	6,3	180	25,2	104,8	29,2	82,3	51	90,0	2,0	24,8
29	6,5	164	29,1	164,7	60,4	82,3	48	140,3	3,4	48,4
30	6,6	198	28,3	154,7	40,8	65,8	17	39,6	4,7	40,8

lacs ont été capturés à l'aide de quatre filets maillants expérimentaux de 68,6 m de longueur et de 1,8 m de hauteur. Chaque filet était composé de neuf panneaux de maille de 25, 38, 51, 63, 76, 89, 107, 127 et 152 mm (mailles étirées). En plus des filets expérimentaux, nous avons utilisé quatre trappes à alevins en plexiglass (Breder, 1960) ainsi que quatre nasses appâtées à l'aide de pain pour la capture des individus de petite taille. Les engins de pêche étaient disposés perpendiculairement au rivage sur la zone littorale aux endroits jugés les plus propices et étaient actifs la nuit pendant un minimum de douze heures. On doit noter que pour les filets maillants, la section des petites mailles était toujours arrimée dans la zone littorale.

Tous les spécimens capturés ont été identifiés à l'espèce, dénombrés, pesés ($\pm$ 0,05 g) et mesurés (longueur à la fourche, $\pm$ 0,5 mm). Les données brutes des pêches expérimentales apparaissent dans le rapport d'annexe (Tremblay, 1989).

Les résultats sont présentés en terme de diversité, de structure de taille, de densité et de biomasse. La diversité est exprimée en fonction du nombre d'espèces présentes, ce qui d'après Poole (1974) s'avère la seule véritable mesure objective de diversité et contient plus d'informations que les indices (Green, 1979). La densité spécifique est exprimée par le nombre de prises par unité d'effort (PUE), où l'unité d'effort correspond à l'action d'un engin de pêche en opération durant douze heures. La biomasse spécifique est représentée par le poids total des spécimens capturés par unité d'effort (BUE). Les PUE et les BUE sont calculées pour chaque type d'engin de pêche. En ce qui a trait aux PUE et aux BUE totales, elles sont respectivement égales à la somme des PUE et des BUE calculées pour chaque type d'engin. Les PUE et les BUE totales spécifiques par lac sont présentées respectivement aux annexes 3 et 4.

Les procédures statistiques utilisées dans la présente étude sont décrites dans Zar (1974).

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Distribution et diversité des espèces en fonction du pH

L'inventaire des populations ichtyologiques effectué sur les 30 lacs du nord de la Mauricie a montré que le nombre d'espèces n'était pas lié de façon significative aux variations de l'acidité (Figure 3.1). Afin de vérifier si l'absence de relations entre la diversité spécifique et l'acidité était causée par un effet masquant des interactions biotiques, nous avons subdivisé en deux groupes les lacs de la Mauricie-Nord selon leur composition spécifique pour obtenir des communautés piscicoles similaires. Dans un premier temps, nous avons regroupé tous les lacs contenant du doré jaune ou du grand brochet dans la communauté à prédateur. Cette association a été également utilisée par Somers et Harvey (1984) et Marshall et Ryan (1987). Le deuxième type de communauté, appelé communauté à meunier noir, comprenait tous les lacs où le meunier noir était présent, mais marqués par l'absence de perchaude et de prédateurs (brochet, doré). La définition de la communauté à meunier noir, telle qu'utilisée dans cette étude, est comparable à celle employée par Somers et Harvey (1984) qui consistait en l'association d'omble de fontaine, de meunier rouge et noir ainsi que de plusieurs espèces de cyprins.

Nous avons donc vérifié pour chacune des communautés si le nombre d'espèces présentes pouvait être influencé par le niveau d'acidité des lacs. Les résultats de l'analyse de corrélation (Pearson) n'ont pas démontré que le pH pouvait expliquer le nombre d'espèces présentes dans les communautés piscicoles de la Mauricie-Nord. Nous estimons que le faible nombre de lacs ayant un pH inférieur ou égal à 5,5 pourrait expliquer l'absence de relation entre l'acidité et le nombre d'espèces. Tremblay et Richard (1989) et Frenette (1986) ont démontré que la richesse spécifique observée pour l'Outaouais et le Témiscamingue était dépendante du niveau d'acidité observé. Toutefois, dans ces

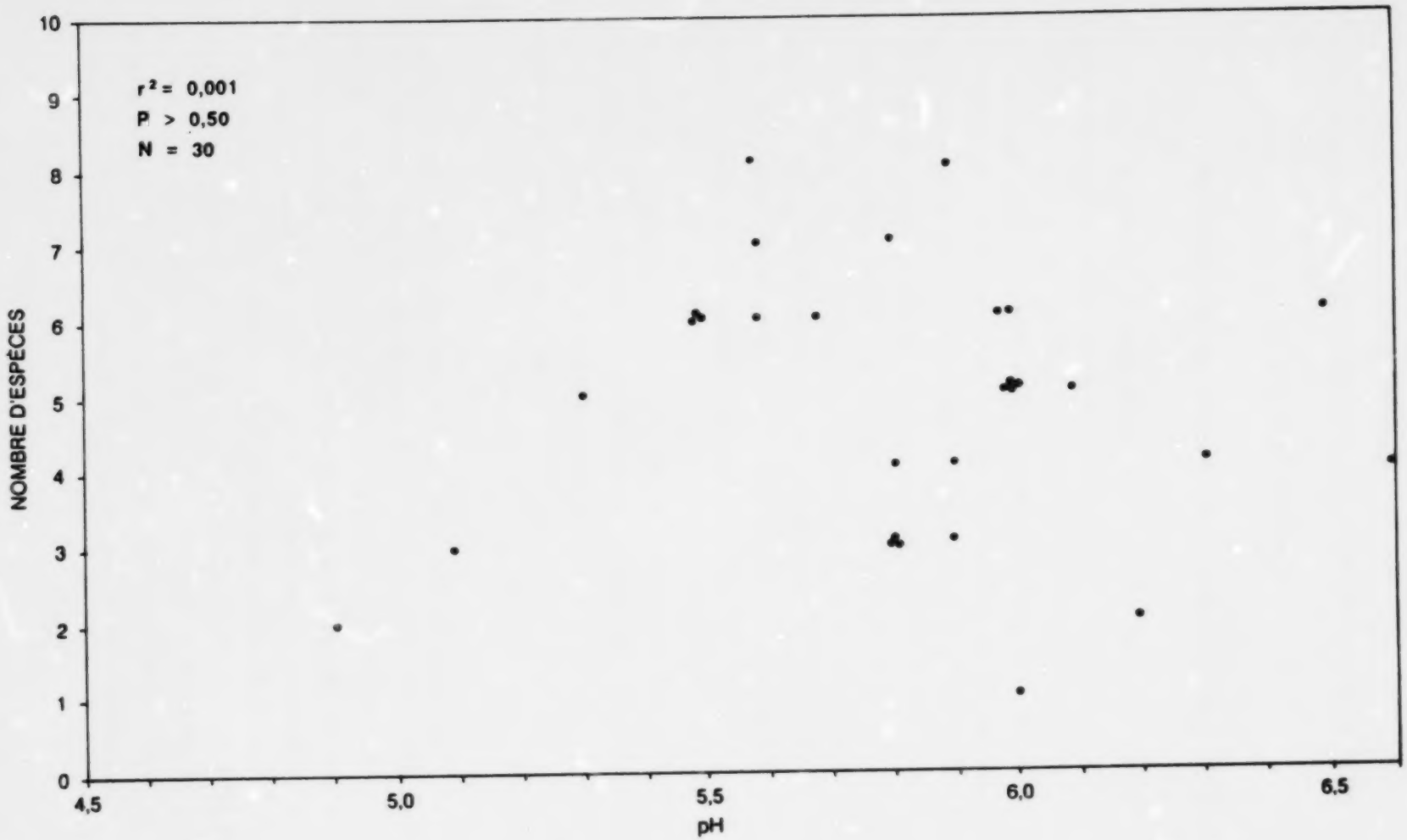


Figure 3.1. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES ICHTYOLOGIQUES ET LE pH DES 30 LACS DE LA MAURICIE-NORD.

deux études, il faut noter que la proportion de lacs échantillonnés ayant un pH inférieur à 5,5 était respectivement de 47 pour cent et de 41 pour cent, contrairement à 16 pour cent pour la Mauricie-Nord.

Enfin, pour nous assurer que l'absence de relation avec l'acidité n'était pas causée par l'effet masquant de certaines variables physiques (Rajo et Wiener, 1986), nous avons vérifié si la profondeur moyenne, la superficie et l'altitude des plans d'eau avaient un effet sur la richesse spécifique. Les résultats de l'analyse de corrélation (Pearson) ont montré qu'aucune de ces variables ne pouvait expliquer significativement les variations de diversité observées sur le territoire d'étude.

La détermination du seuil de tolérance à l'acidité des poissons peut être effectuée à partir d'observations sur leur présence en fonction des différentes valeurs de pH dans l'environnement aquatique (Harvey, 1980). La distribution des espèces piscicoles du nord de la Mauricie en fonction de l'acidité est présentée à la Figure 3.2.

Les résultats démontrent d'une part, qu'il existe une importante variabilité interspécifique et d'autre part, que 60 pour cent des espèces sont absentes lorsque le pH est inférieur à 5,5. Le chabot tacheté, la lotte, tous les salmonidés et la plupart des cyprinidés n'ont pas été capturés en deçà de cette valeur. La sensibilité des cyprinidés à l'acidité a également été rapportée par Rahel et Magnuson (1983), Wiener et al. (1984), Magnuson et al. (1984), Rahel (1986), Frenette (1986) et Tremblay et Richard (1989). La perchaude et le grand brochet sont les espèces les plus tolérantes à l'acidité (pH: 4,9), ce qui confirme les résultats de Harvey (1980) et de Tremblay et Richard (1989). Kelso et al. (1987) ont indiqué que la plus importante baisse du nombre d'espèces dans les eaux de l'est du Canada survenait à un pH inférieur à 6,0.

Les seuils minimaux de tolérance au pH tels que déterminés dans la présente étude pour le grand brochet (4,9), le méné à nageoires rouges (5,6), le mulet à cornes (5,1), la lotte (5,5), le cisco de lac (5,6)

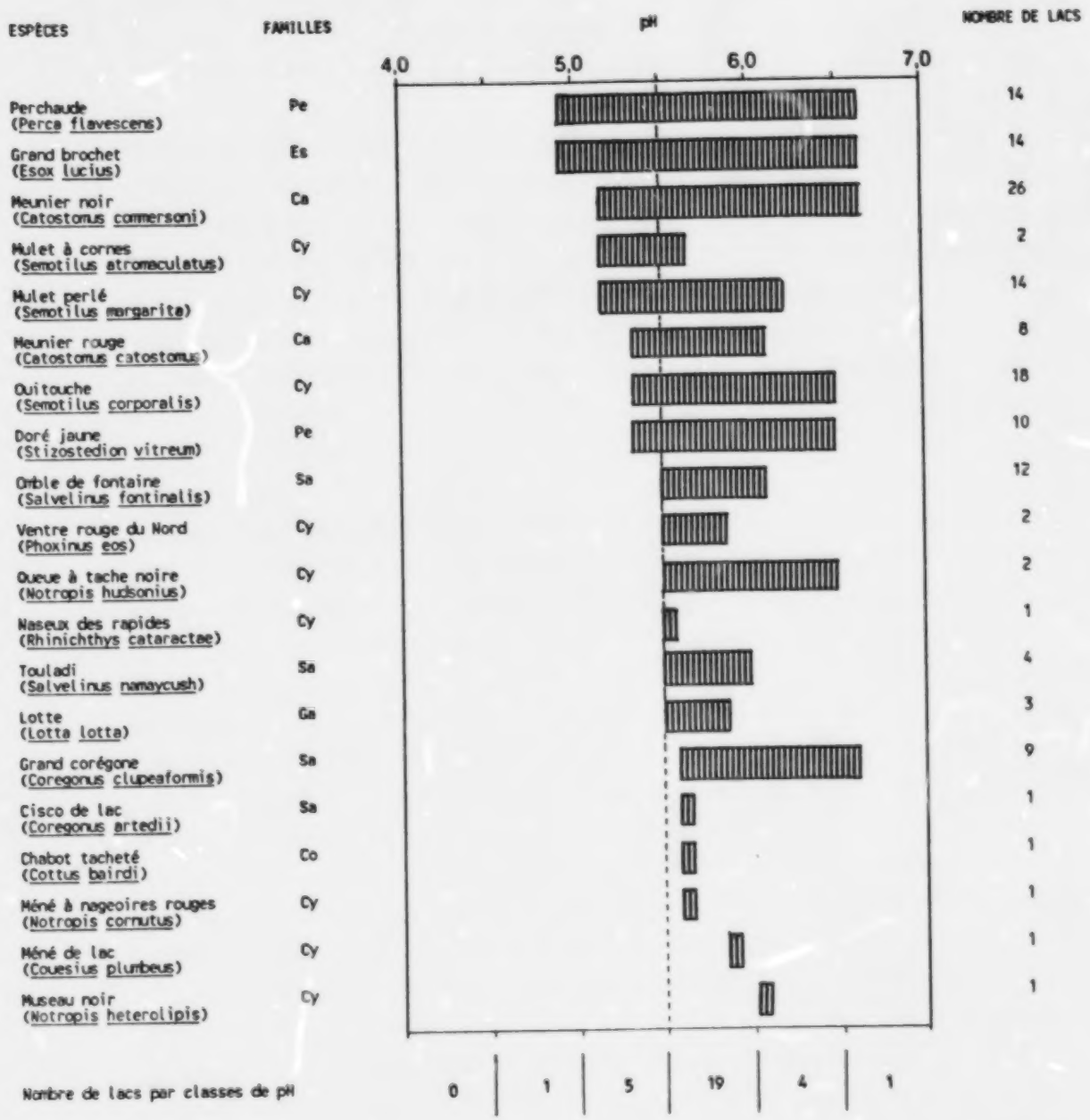


Figure 3.2 Distribution des 20 espèces de poissons en fonction du pH pour les 30 lacs de la Mauricie-Nord. Les abréviations du nom des familles correspondent à ce qui suit: Percidés (Pe), Esocidés (Es), Cyprinidés (Cy), Salmonidés (Sa), Catostomidés (Ca), Gadidés (Ga), Cottidés (Co)

et le museau noir (6,0) sont inférieurs aux seuils trouvés par Rahel et Magnuson (1983), et à ceux de Pauwels et Haines (1986) pour la perchaude, le meunier noir, le mulet à cornes, le mulet perlé, l'omble de fontaine et le méné à nageoires rouges. En Nouvelle-Écosse, les seuils trouvés par Smith et al. (1986) sont inférieurs à ceux de la Mauricie-Nord pour la perchaude (4,4), le meunier noir (4,7), l'omble de fontaine (4,7), le méné à nageoires rouges (5,3) et le méné de lac (5,1). Nous n'avons pas retenu les seuils maximaux de tolérance à l'acidité, car les résultats de l'Adirondak Lake Survey Corporation (1989) montrent qu'un pH de 7,0 n'est jugé nullement limitant pour les 54 espèces de poissons recensées dans leur étude.

La variabilité interspécifique observée dans la présente étude et les différences importantes relevées avec la littérature pour une même espèce pourraient s'expliquer par la présence ou l'absence de refuge dans les lacs de cette étude (Muniz et Leivestad, 1980; Wales et Beggs, 1986), par des différences dans les techniques d'échantillonnage, par la représentativité des lacs à l'intérieur de chacune des classes de pH et par une préadaptation génétique de certaines espèces ou populations à l'acidification naturelle (Rahel et Magnuson, 1980; cité dans Smith et al., 1986; Rask et Virtanen, 1986), ce qui favoriserait l'implantation d'un processus dynamique d'acclimatation (Flick et al., 1982).

Rahel et Magnuson (1983) signalaient que l'absence d'émissaires et de tributaires éliminait les possibilités de refuges temporaires ou permanents pour les poissons des lacs acides. À l'opposé, tous les lacs de la Mauricie Nord possèdent au moins un tributaire ou un émissaire (voir annexe 2). Sur ce territoire, la possibilité de refuge existe donc, bien que la qualité de ces refuges lors du choc acide reste à déterminer compte tenu de la nature géologique du nord de la Mauricie.

Les différences entre nos résultats et ceux de plusieurs études pourraient s'expliquer principalement par des faiblesses d'échantillonnage relevées chez certains auteurs. Notre échantillonnage a pu surévaluer dans une certaine mesure la tolérance à l'acidité de

certaines espèces, à cause du fait que notre effort de pêche est demeuré constant indépendamment de la dimension des lacs échantillonnés. Cependant, l'emploi systématique des mêmes engins de pêche a minimisé ce biais d'échantillonnage pour tous les lacs. À l'opposé, Rahel et Magnuson (1983), Pauwels et Haines (1986) et Smith et al. (1986), par exemple, ont sous-échantillonné plusieurs espèces à cause d'un effort de pêche trop faible ou d'un échantillonnage trop sélectif et d'un emploi non systématique des mêmes engins de pêche dans chacun des plans d'eau. Kelso et al. (1987), de leur côté, estiment que l'utilisation d'un seul filet pendant une période de une à deux journées peut permettre la détermination de la diversité spécifique. Toutefois, ils précisent que les résultats sont d'une fiabilité limitée puisque les captures peuvent ne comprendre que des individus de grande taille. Avec un tel échantillonnage, plusieurs familles représentées par des espèces de taille relativement faible (ex: cyprinidés, cottidés, percidés) ont de fortes probabilités de ne pas être capturées. Par conséquent, la majorité des travaux qui ont établi des seuils de tolérance spécifiques à partir d'inventaires de populations ont pu sous-estimer la tolérance de plusieurs espèces face à l'acidité.

Les caractéristiques physico-chimiques et géologiques propres à la Mauricie-Nord, ajoutées au fait que les dépôts de sulfates pour cette région soient inférieurs à ceux des autres régions sensibles de l'est de l'Amérique du Nord (États-Unis - Canada, 1983), pourraient expliquer les écarts au niveau des seuils de tolérance au pH. Il faut noter, en effet, qu'un seul des lacs sélectionnés dans cette étude possédait un pH inférieur à 5,0. La grande superficie des lacs échantillonnés leur conférerait une meilleure capacité à neutraliser la charge acide et une minéralisation supérieure comparativement aux lacs de faible superficie (< 10 ha) tels que ceux inventoriés par Pauwels et Haines (1986). Selon Dupont (communication personnelle, 1988), ces éléments pourraient également expliquer le faible pourcentage (12 pour cent) de lacs de la Mauricie ayant un pH inférieur à 5,5. On doit noter que les dépôts de sulfates de la portion nord de la Mauricie sont inférieurs à ceux de la partie sud, ainsi qu'à ceux de l'Outaouais (Dupont, 1988). Il a donc été difficile de trouver des lacs avec un

tel niveau d'acidité qui, de plus, pouvaient être accessibles par hydravion. La répartition de l'effort d'échantillonnage à l'intérieur de chacune des classes de pH n'étant pas égale, la probabilité de capturer certaines espèces à des pH inférieurs à 5,5 est sensiblement réduite comparativement à la probabilité de capture observée à des pH supérieurs à 5,5. Nous avons donc pu sous-évaluer la tolérance de plusieurs espèces.

Les travaux de Rahel (1983) ont démontré que les perchaudes provenant de lacs fortement colorés et acides du Wisconsin (lacs de tourbières) survivaient plus longtemps que les poissons venant de lacs alcalins lorsqu'ils étaient exposés, en laboratoire, à des pH léthaux (3,2). Ces résultats suggèrent l'existence de mécanismes adaptatifs, à de faibles pH et à de basses concentrations ioniques de sodium et de potassium, chez les populations piscicoles vivant dans les milieux naturellement acidifiés. L'acclimatation des populations à une acidification chronique pourrait s'expliquer par une réduction de la toxicité des métaux due à la présence et à l'action des acides organiques (Baker et Schofield, 1980). Il faut toutefois souligner que la capacité des acides organiques à former des complexes avec l'aluminium est dépendante de la nature des acides organiques, de la concentration d'aluminium et du pH du milieu (Jones et al.,1986). À un pH de 6,6 ,la solubilisation de l'aluminium, qui est alors sous forme toxique pour les poissons, augmente à mesure que l'acidité croît (Driscoll, 1980). Étant donné que l'eau de près de 87 pour cent des lacs de la Mauricie Nord est colorée ($\geq$30 U. Hazen, Tableau 2.1), nous pourrions poser comme hypothèse que la tolérance accrue de certaines espèces piscicoles du territoire d'étude, face à une acidification chronique, serait causée par une réduction de la toxicité de l'aluminium. Lacroix (1985) a trouvé que l'aluminium ne s'avérait pas un facteur de mortalité important pour le saumon atlantique (Salmo salar) de certaines rivières de la Nouvelle-Écosse. La concentration élevée d'acides organiques présente dans ces eaux aurait permis de complexer l'aluminium pour ainsi réduire sa toxicité.

Toutefois, Tremblay et Richard (1989) ont démontré que la couleur de l'eau (≤ 100 Unités Hazen) n'avait aucun effet sur la diversité spécifique des populations piscicoles de 74 lacs de l'Outaouais. La tolérance à l'acidité des poissons de l'Outaouais, à l'exception du grand brochet, ne semblait pas différente selon que le milieu est coloré ou non. Cette espèce était capturée à un pH de 4,9 en eaux colorées comparativement à un pH de 5,3 en eaux non colorées. Étant donné que les caractéristiques physico-chimiques de la Mauricie sont relativement similaires à celles retrouvées dans l'Outaouais (Dupont, 1988, 1989), nous ne croyons pas que le niveau de couleur observé (≤91 Unités Hazen), variable corrélée à la concentration d'acides organiques (r de Pearson: 0,86 , $P < 0,01$), puisse augmenter la tolérance des espèces à l'acidité. De plus, Rahel et Magnuson (1983) ont rapporté que pour 13 espèces de leur étude, le pH minimum toléré par ces dernières ne différait pas selon que les populations provenaient de lacs acidifiés de façon naturelle (acides organiques) ou anthropique. D'autres travaux seraient nécessaires afin de déterminer le rôle des eaux colorées comme agent réducteur de la toxicité de l'aluminium dans les lacs oligotrophes du bouclier canadien.

Selon Galloway et al. (1982,1987) et Brakhe et al. (1988), les dépôts humides annuels de sulfates varient entre 5 et 7 µeq/l (2,5-3.5 kg/ha/an) dans les régions du globe recevant peu d'apports anthropiques. Nous avons donc émis l'hypothèse que ces valeurs sont représentatives des conditions qui prévalaient avant le début de l'acidification anthropique des eaux de surface. Considérant une valeur originelle de SO_4 de 5 kg/ha/an afin de demeurer conservateur, nous avons estimé, pour chacun des 30 lacs étudiés, le pH originel des eaux de surface. La différence entre le pH originel et le pH actuel représente l'importance de l'acidification qu'a pu subir un lac. Les résultats ont été produits par le modèle SIGMA/SLAM (Système interactif de gestion des milieux lacustres/System for lake acidity management) mis au point par Dupont et Grimard (1987). Nos résultats indiquent donc que les lacs du nord de la Mauricie auraient subi l'influence d'une acidification moyenne de 0,5 ± 0,2 unité de pH (Tableau 3.1). Cette acidification aurait pris place depuis 1900-1920, si on s'en

TABLEAU 3.1: Évaluation du pH originel des 30 lacs de la Mauricie-Nord d'après le modèle SIGMA/SLAM (Dupont et Grimard 1987) en tenant compte d'un dépôt humide annuel de 5 kg/ha/an de sulfates.

LACS	pH actuel	pH originel	delta pH
1	4,9	6,1	1,2
2	5,1	6,0	0,9
3	5,3	6,5	1,2
4	5,5	6,5	1,0
5	5,5	6,3	0,8
6	5,5	6,0	0,5
7	5,6	6,3	0,7
8	5,6	6,3	0,7
9	5,6	6,2	0,6
10	5,7	6,4	0,7
11	5,8	6,3	0,5
12	5,8	6,4	0,6
13	5,8	6,4	0,6
14	5,8	6,3	0,5
15	5,8	6,2	0,4
16	5,9	6,3	0,4
17	5,9	6,4	0,5
18	5,9	6,5	0,6
19	6,0	6,4	0,5
20	6,0	6,4	0,4
21	6,0	6,4	0,4
22	6,0	6,5	0,5
23	6,0	6,3	0,3
24	6,0	6,4	0,5
25	6,0	6,5	0,5
26	6,1	6,5	0,4
27	6,2	6,5	0,3
28	6,3	6,5	0,2
29	6,5	6,7	0,2
30	6,6	6,7	0,1
Moyenne (± 1 écart-type)			0,5 ± 0,2

remet aux travaux de Carignan (1989) portant sur la géochronologie des sédiments lacustres et les assemblages de chrysophycées de huit lacs de la région du Témiscamingue au Québec. Conséquemment, il s'avère peu probable que les espèces se soient adaptées durant une si courte période à une telle augmentation de l'acidité. Cette période est fort probablement trop courte pour que la sélection naturelle ait pu agir sur le pool génique et modifier la tolérance des espèces de la Mauricie aux effets toxiques de l'acidité.

La présence d'une espèce de poissons dans un plan d'eau est conditionnelle à l'existence d'un habitat physique adéquat pour cette espèce. Il se pourrait donc que l'absence de cette espèce dans un lac soit liée, avant tout, au non-respect de cette exigence fondamentale et n'ait rien à voir avec l'existence d'un pH létal ou de toute autre condition physico-chimique limitante. Par exemple, les travaux de Johnson et al. (1977) et ceux de Rahel (1986) ont montré que la distribution du doré était restreinte aux lacs de grande dimension, car pour assurer sa reproduction, cette espèce nécessite des hauts-fonds rocheux soumis à l'action des vagues ou des tributaires importants. Parmi les 30 lacs considérés pour l'étude, le plus faible pH à avoir été observé pour un plan d'eau contenant du doré, soit le lac N^{o} 3, était de 5,3 unités (annexe 3). La superficie de ce lac s'établissait à 118,9 ha (tableau 2.1). Nous n'avons capturé aucun doré dans les lacs 1 et 2. Toutefois, leur niveau d'acidité était plus élevé et leur superficie moindre que ceux du lac N^{o} 3. Donc, il semble, tout au moins chez le doré, que la présence de l'espèce dans un lac soit tout d'abord liée à la superficie de ce dernier et ensuite, dépendante des conditions physico-chimiques (pH faible, aluminium élevé). L'ignorance de la contrainte imposée par la structure de l'habitat du plan d'eau pourrait induire un biais important dans la mesure de la tolérance d'une espèce telle que le doré au stress acide.

Les interactions biotiques (i.e. compétition et prédation) peuvent également limiter la distribution d'une espèce. Selon Robinson et Tonn (1989), la compétition et la prédation peuvent avoir des effets égaux ou supérieurs à ceux des facteurs abiotiques dans la

structuration des communautés piscicoles. Marshall et Ryan (1987) rapportaient que le cisco de lac a été presqu'éliminé du lac Whitefish à la suite de l'introduction du doré jaune. À titre d'exemple, dans le nord de l'Ontario, ces mêmes auteurs ont observé que l'augmentation de densité du doré a entraîné une réduction du nombre du grand brochet. Pour la Mauricie-Nord, il semble que le même mécanisme agisse sur la distribution de certaines espèces. Ainsi, le mulet perlé et l'omble de fontaine n'ont pas été capturés dans les lacs où le doré et le grand brochet étaient présents. Ce résultat, pour le mulet perlé, est confirmé pour l'Outaouais par Tremblay et Richard (1989), pour le nord du Wisconsin par Tonn et al. (1983) et pour l'Ontario (région de Wawa) par Somers et Harvey (1984). On peut donc supposer dans cette étude que la présence de certains cyprinidés et de l'omble de fontaine soit dépendante de la présence ou de l'absence d'espèces prédatrices. Somers et Harvey (1984) ont également rapporté que la faible diversité spécifique observée dans leur étude serait plutôt reliée à la présence d'espèces prédatrices (doré jaune, grand brochet, perchaude) qu'à l'effet toxique des apports acides. Ici encore, l'ignorance des effets découlant des interactions biotiques pourrait causer un biais important dans la détermination du niveau de tolérance d'une espèce à l'acidité et expliquer les écarts observés dans la littérature.

En résumé, nous estimons qu'un pH de 5,3 - 5,5 serait le seuil inférieur de résistance à l'acidité de la plupart des espèces piscicoles de la Mauricie-Nord car près de 75 pour cent des espèces sont absentes en deçà de cette valeur (Figure 3.2). Les plans d'eau présentant un pH inférieur à 5,3 sont considérés par Kelso et Minns (1982) comme étant des lacs subissant un impact acide et ne contenant plus que des populations piscicoles résistantes et rémanentes (anglais: remnant fish population). Kelso et Gunn (1984) qualifient des conditions de pH inférieures à 5,5 comme étant le stade terminal de débilité (anglais: debilation) chez les poissons. Dans l'Outaouais, Tremblay et Richard (1989) ont observé une baisse de diversité spécifique de l'ordre de 48 pour cent, à un pH inférieur ou égal à 5,3. Ailleurs sur le continent, Magnuson et al. (1984) ont noté, pour

l'Amérique du Nord, une baisse de 30 pour cent à un pH inférieur ou égal à 5,5, alors que Rahel et Magnuson(1983) ont observé une baisse de 61 pour cent à un tel niveau de pH pour le nord du Wisconsin.

3.2 Densité et biomasse

L'analyse des prises totales par unité d'effort (PUE) (Figure 3.3) et des biomasses totales par unité d'effort (BUE) (Figure 3.4), montrait que ces deux variables ne sont pas influencées par l'acidité du milieu. La même remarque s'applique aux autres caractéristiques physico-chimiques et morphométriques des lacs de la Mauricie Nord. Cependant, d'autres travaux ont mis en évidence l'effet du pH sur ces deux variables. Ainsi, Frenette (1986) démontrait que la biomasse piscicole de 17 lacs du Témiscamingue diminuait avec l'augmentation de l'acidité. Ces résultats sont confirmés par Richard (1985) et Tremblay et Richard (1989) qui trouvaient une relation similaire pour les densités (PUE) des populations allopatriques d'omble de fontaine de la région de Portneuf et pour la biomasse (BUE) des populations piscicoles de l'Outaouais, au Québec. De même, une analyse de corrélation effectuée par Kelso et Gunn (1984) sur 72 lacs de l'Ontario a démontré que la réduction du nombre de captures par unité d'effort était fortement liée à l'augmentation de l'acidité du milieu.

Dans le cas de la Mauricie Nord, l'absence de relations spécifiques pour la densité et la biomasse pourrait s'expliquer par l'hétérogénéité des communautés piscicoles. Pour chacune des communautés, nous avons donc vérifié si leur densité (PUE) et leur biomasse (BUE) totales étaient influencées par les différents paramètres abiotiques déjà mentionnés (Tableau 2.1). L'analyse de corrélation n'a pas permis d'identifier de paramètres ayant une action significative sur les variations de densité et de biomasse totales des communautés à prédateur et à meunier noir. Néanmoins, l'absence de résultats significatifs pour la densité et la biomasse totales de ces deux communautés piscicoles ne constituent pas en soi une évidence d'absence de stress acide au niveau de l'écosystème aquatique de la Mauricie-Nord. En effet, la productivité primaire et certains aspects

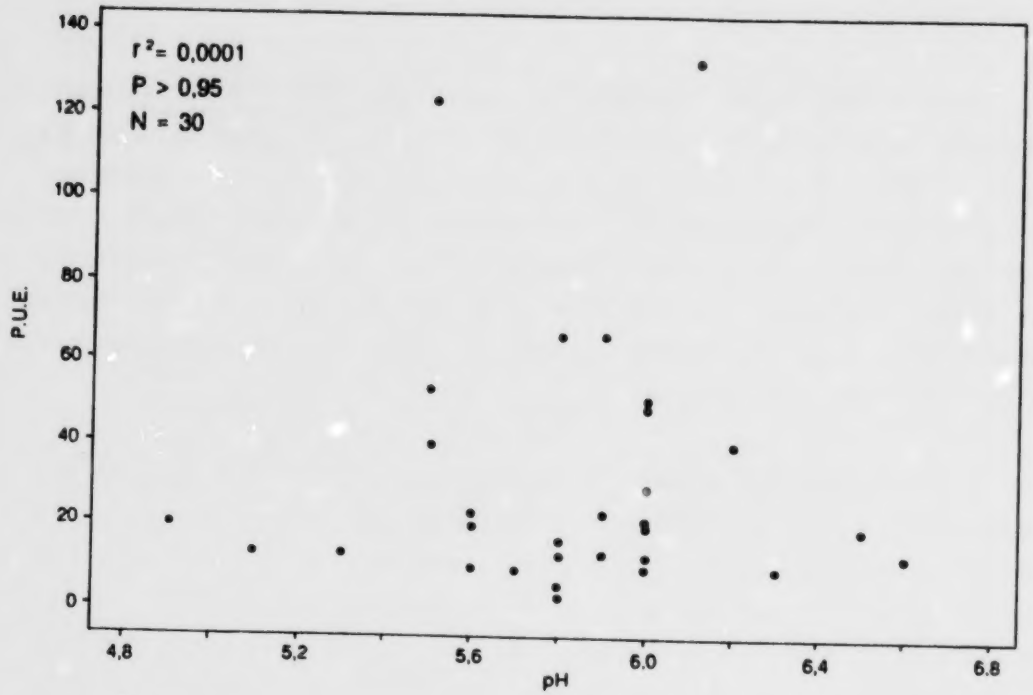


Figure 3.3. RELATION ENTRE LES PRISES PAR UNITÉ D'EFFORT (P.U.E.) ET LE pH DES 30 LACS DE LA MAURICIE-NORD.

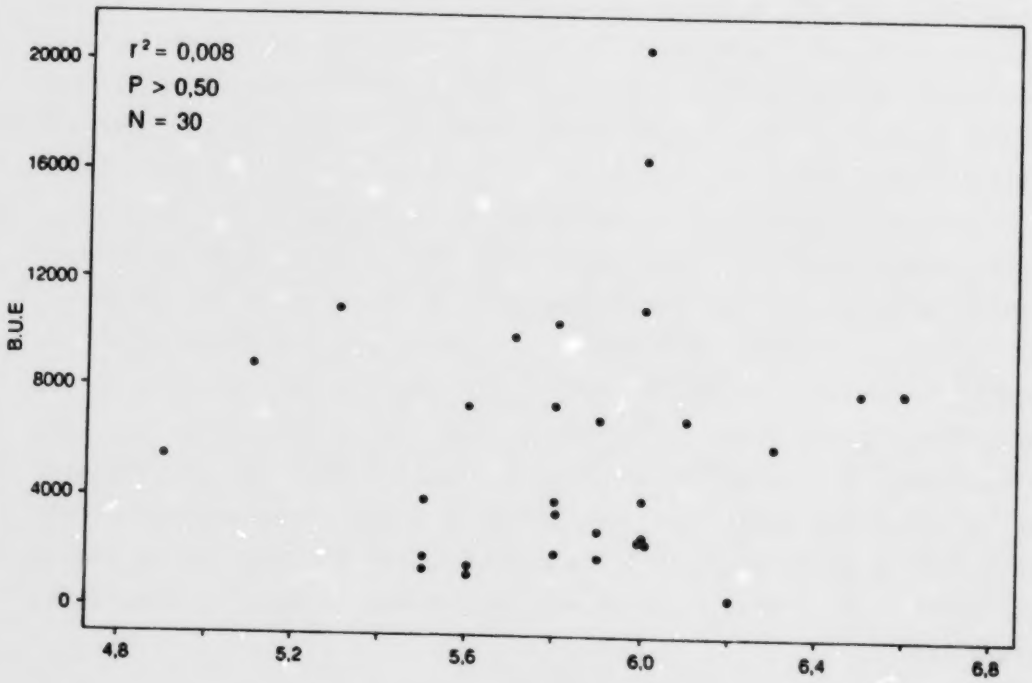


Figure 3.4. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (B.U.E.) ET LE pH DES 30 LACS DE LA MAURICIE-NORD.

du métabolisme d'une communauté aquatique sont remarquablement homéostatiques lorsqu'un plan d'eau est acidifié de façon anthropique (Odum, 1985). Ainsi, l'action d'un stress sur un écosystème déclenche des mécanismes régulateurs qui parviennent à maintenir stables les fonctions globales du système (Margalef, 1981; Odum, 1985). Toutefois, les signes indiquant la présence d'un stress dans une communauté peuvent être plus facilement perçus au niveau des espèces composant cette même communauté (Rapport et al., 1985).

L'analyse des BUE et des PUE totales spécifiques dans chacune des communautés a mis en évidence l'influence de l'acidité et de la concentration d'aluminium. Pour la communauté à meunier noir, la diminution des PUE totales de l'omble de fontaine (Figure 3.5) et des BUE totales du mulet perlé (Figure 3.6) est significativement corrélée à l'augmentation de l'acidité. Des résultats similaires ont été rapportés chez des populations allopatriques d'omble de fontaine (Richard, 1985; Frenette et al., 1986) et pour la population de mulet perlé du Lac 223 (Mills et al., 1987). Selon ces auteurs, l'échec du recrutement serait le mécanisme primaire expliquant le déclin de ces espèces dans des eaux acidifiées. À cet égard, Jensen (1971) démontrait qu'une simple mortalité additionnelle de 50 pour cent ajoutée à la mortalité naturelle des juvéniles d'une espèce, pourrait éventuellement amener la disparition de cette population. Les effets découlant de l'acidification agiraient principalement au niveau des jeunes stades sensibles (Gunn et Keller, 1984; Mount et al., 1988 a) plutôt qu'au niveau des mécanismes liés à la reproduction (Mount et al., 1988 a, 1988 b). Une mortalité directe sur les jeunes individus serait en quelque sorte le facteur-clé expliquant le déclin des populations piscicoles. Toutefois, ce sujet nécessite d'autres travaux car, à l'exception de Kelso et Lipsit (1988) qui ont démontré que la diversité spécifique des juvéniles d'une communauté piscicole était liée au pH lacustre et à l'alcalinité, peu d'études ont documenté les effets de l'acidification sur ces groupes d'âge, en conditions naturelles.

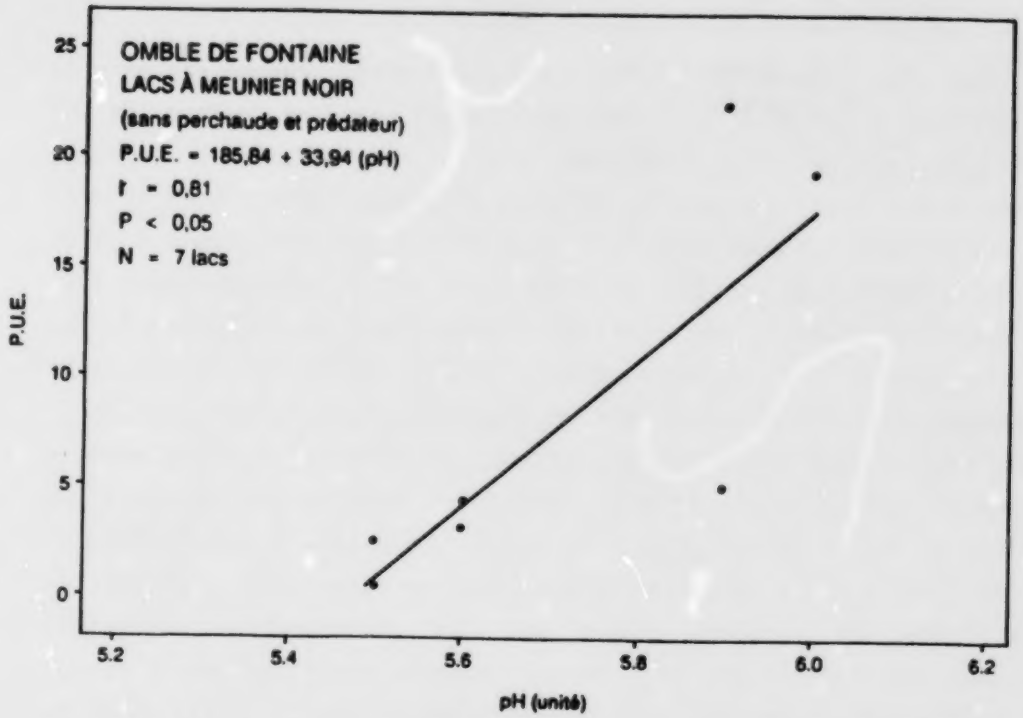


Figure 3.5. RELATION ENTRE LES PRISES TOTALES PAR UNITÉ D'EFFORT (P.U.E.) DE L'OMBLE DE FONTAINE ET LE pH DANS UNE COMMUNAUTÉ DE MEUNIERS NOIRS.

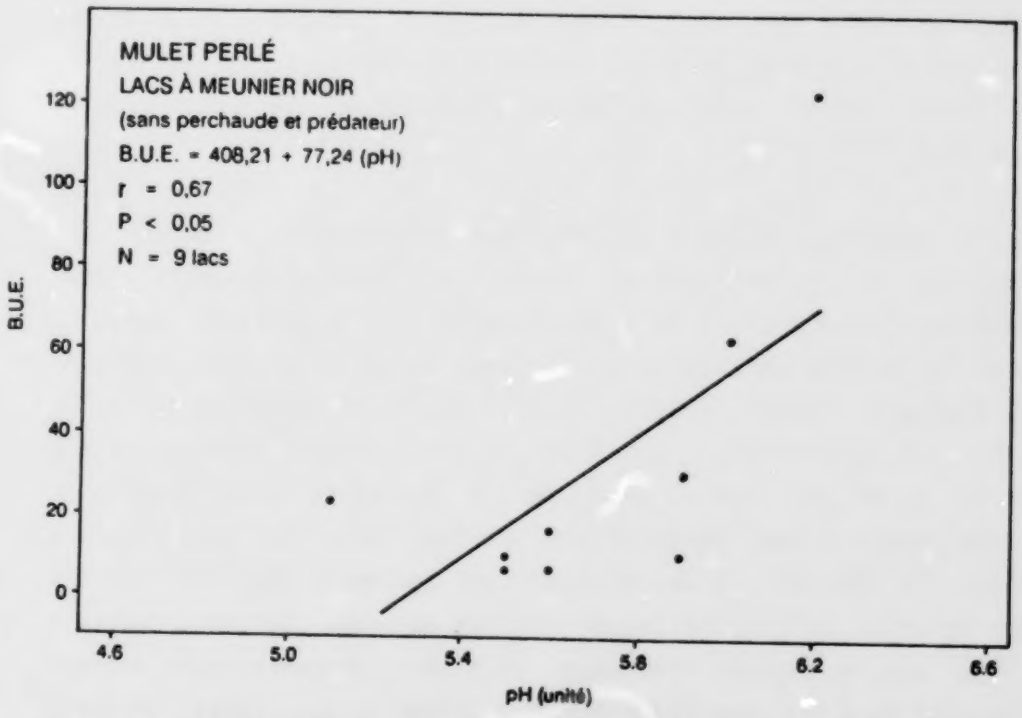


Figure 3.6. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (B.U.E.) DU MULET PERLÉ ET LE pH DANS UNE COMMUNAUTÉ DE MEUNIERS NOIRS.

Chez la communauté à prédateurs piscicoles, aucune des espèces inventoriées n'a semblé affectée directement par une baisse de pH. Cependant, nos résultats démontrent que la concentration d'aluminium filtré semble avoir des effets néfastes plus importants que l'acidité sur les différentes espèces. Ainsi, la baisse des PUE (Figure 3.7) et des BUE (Figure 3.8) totales du mulet perlé est significativement liée à l'augmentation de la concentration d'aluminium filtré. Également, les BUE (Figure 3.9) et le poids moyen (Figure 3.10) de la ouitouche diminuent lorsque le niveau d'aluminium augmente dans les lacs de la communauté à prédateur. En laboratoire, la réduction du poids moyen a également été observée chez l'omble de fontaine en présence de conditions acides (Mount et al., 1988 a). La baisse du poids corporel ou de son taux de croissance pourrait refléter des problèmes de métabolisme qui seraient causés par des changements endocriniens induits lors d'un choc acide. Donc, l'énergie assimilée serait plutôt employée à faire face aux coûts élevés nécessaires au maintien de la régulation ionique et osmotique (Tam et al., 1987). Toutefois, en conditions naturelles, on observe la situation inverse. Ainsi, l'omble de fontaine est caractérisé par une croissance supérieure en milieu acide (Richard, 1985; Frenette et al., 1986). Enfin, la diminution des PUE (Figure 3.11) et des BUE (Figure 3.12) totales du doré jaune est significativement corrélée à la concentration d'aluminium.

Les résultats de nos études nous autorisent à penser que l'aluminium et le pH peuvent avoir des effets potentiellement cumulatifs sur les espèces de la Mauricie-Nord si l'on tient compte de plus de la relation existant entre ces deux variables physico-chimiques (r de Pearson: -0,66, $P < 0,01$). En laboratoire, Booth et al.(1988) et Wood et al. (1988) ont démontré que l'ajout d'aluminum à une solution acide (pH: 4,8) causait de la mortalité chez l'omble de fontaine ainsi qu'une perte d'ions sodium huit fois supérieure à l'action du pH seul. D'autres études ont également démontré que les effets adverses de l'acidification sur les poissons seraient causés à la fois par de faibles niveaux de pH et des concentrations élevées d'aluminium dans les eaux (Baker, 1982; Hulsman et al., 1983), lesquels

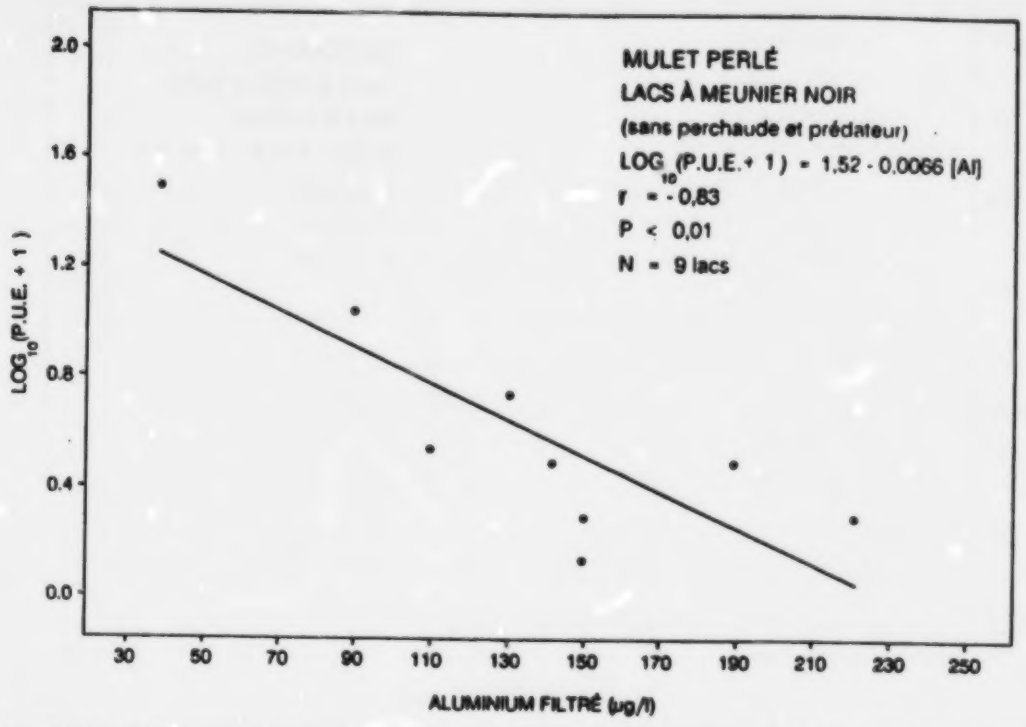


Figure 3.7. RELATION ENTRE LES PRISES TOTALES PAR UNITÉ D'EFFORT (P.U.E.) DU MULET PERLÉ ET LA CONCENTRATION D'ALUMINIUM FILTRÉ DANS UNE COMMUNAUTÉ DE MEUNIERS NOIRS.

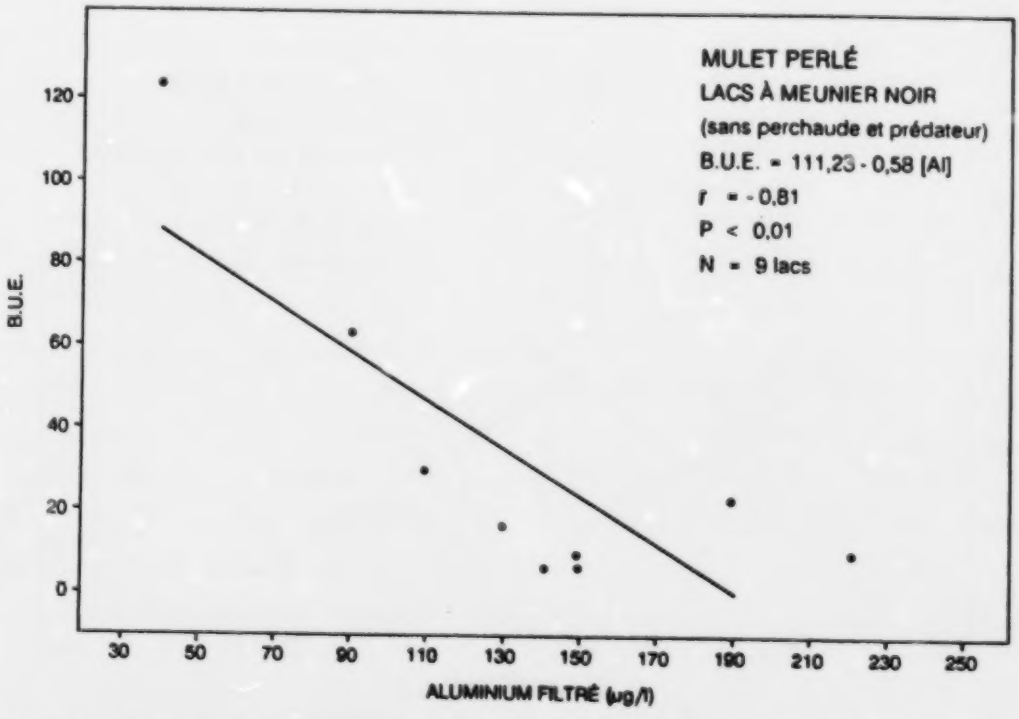


Figure 3.8. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (B.U.E.) DU MULET PERLÉ ET LA CONCENTRATION D'ALUMINIUM FILTRÉ DANS UNE COMMUNAUTÉ DE MEUNIERS NOIRS.

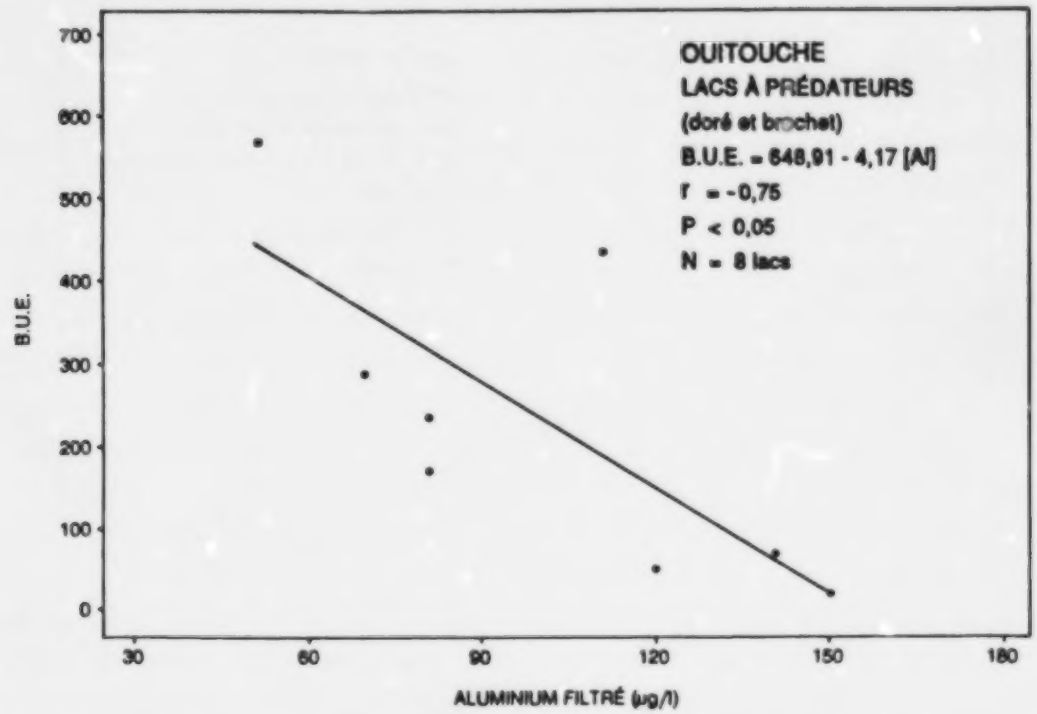


Figure 3.9. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (B.U.E.) DE LA OUITOUCHE ET LA CONCENTRATION D'ALUMINIUM FILTRÉ DANS UNE COMMUNAUTÉ DE PRÉDATEURS PISCICOLES.

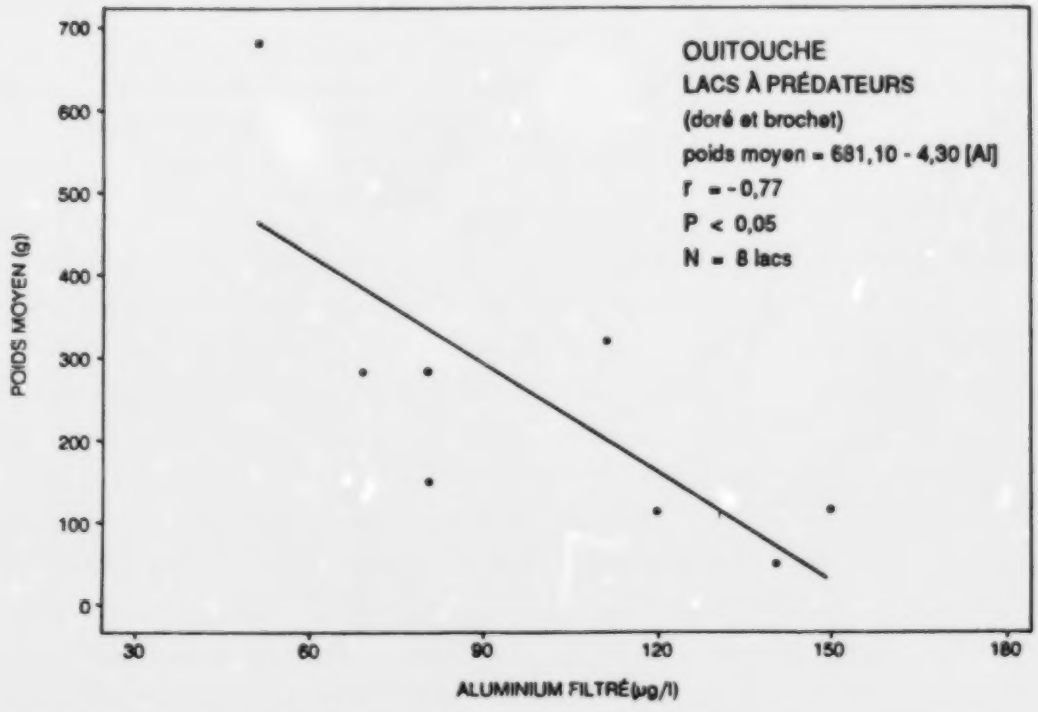


Figure 3.10. RELATION ENTRE LE POIDS MOYEN DE LA OUITOUCHE ET LA CONCENTRATION D'ALUMINIUM FILTRÉ DANS UNE COMMUNAUTÉ DE PRÉDATEURS PISCICOLES.

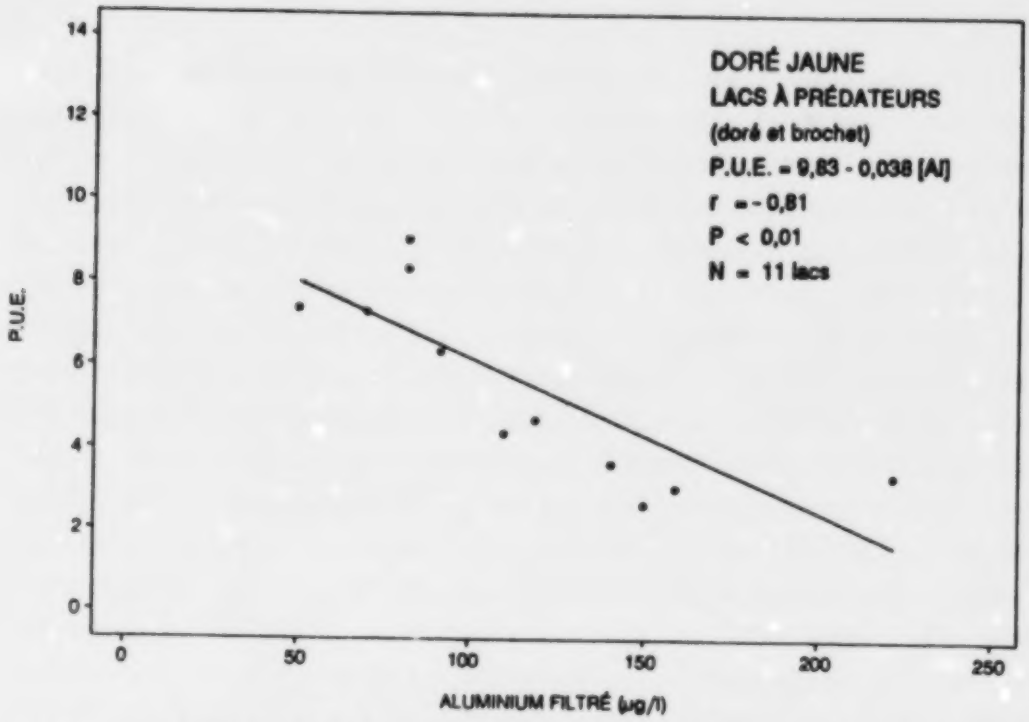


Figure 3.11. RELATION ENTRE LES PRISES TOTALES PAR UNITÉ D'EFFORT (P.U.E.) DU DORÉ JAUNE ET LA CONCENTRATION D'ALUMINIUM FILTRÉ.

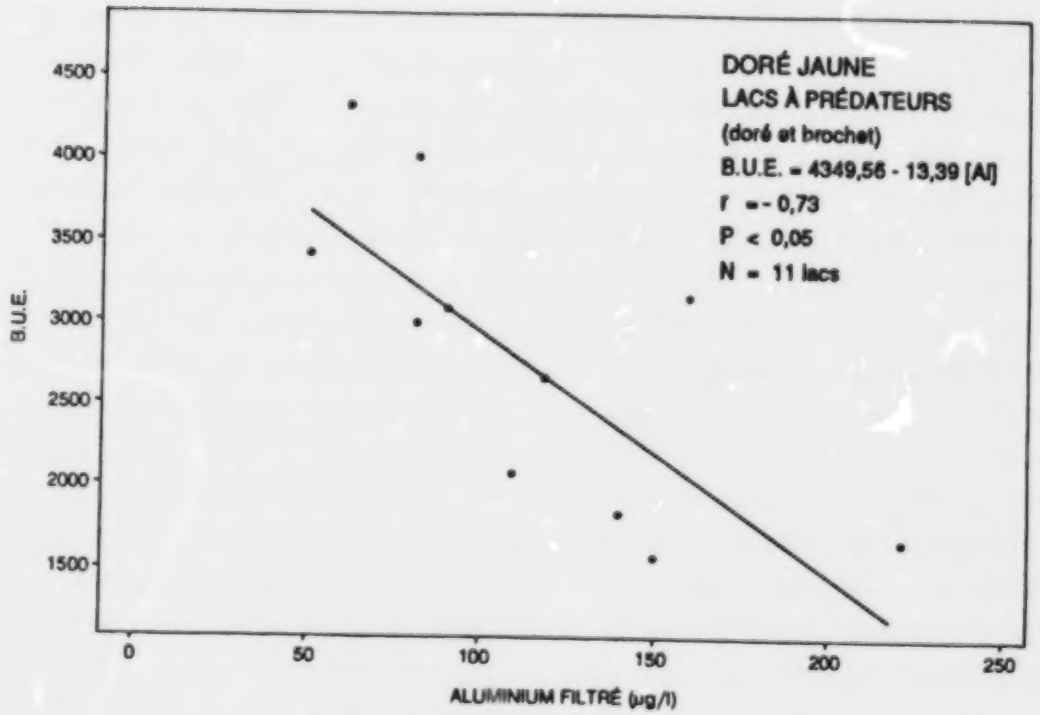


Figure 3.12. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (B.U.E.) DU DORÉ JAUNE ET LA CONCENTRATION D'ALUMINIUM FILTRÉ.

auraient été générés par les apports atmosphériques et le lessivage édaphique (Booth et al., 1988). Cette toxicité de l'aluminium, combinée à celle de l'acidité, a été étudiée chez plusieurs espèces telles l'omble de fontaine (Baker et Schofield, 1982; Cleveland et al., 1986; McDonald et Milligan, 1988; Mount et al., 1988 a, 1988 b; Tietge et al., 1988; Walker et al., 1988), le doré jaune (Hulsman et al., 1983), le mulet perlé (Leino et al., 1987), la truite brune (Salmo trutta) (Muniz et Leivestad, 1980; Muniz et al., 1987), le meunier noir (Baker et Schofield, 1982) et le touladi (Gunn et Keller, 1984). Le mécanisme primaire de toxicité consisterait en la défaillance de la régulation ionique au niveau des branchies (Bergman et al., 1988) et en problèmes respiratoires (Walker et al., 1988). La morphologie des branchies exposées au milieu acide est également affectée. On rapporte comme principales modifications l'hyperplasie de l'épithélium primaire lamellaire, une diminution de la surface respiratoire lamellaire, un élargissement des barrières respiratoires sang-eau et une altération de la composition et de la morphologie cellulaire (Chevalier et al., 1985; Tietge et al., 1988; Leino et al., 1987; Youson et Neville, 1987).

La toxicité de l'aluminium est principalement causée par le degré de solubilisation de sa fraction inorganique qui est elle-même fonction du pH et de la quantité de matières organiques présentes (Muniz et Leivestad, 1980; Baker, 1982; Booth et al., 1988). Les travaux de McDonald et Milligan (1988) démontrent que l'aluminium et les ions H^+ ont qualitativement les mêmes effets sur la régulation ionique branchiale mais qu'ils opèrent par des mécanismes fondamentaux distincts, permettant une relative acclimatation à la toxicité provoquée par l'aluminium, tout en causant des dommages immédiats sans possibilité de recouvrement avec l'ion H^+. Les niveaux d'acidité et de couleur observés dans cette étude nous permettent de supposer que les populations piscicoles vivant à un pH inférieur à 6,0 seraient confrontées aux effets toxiques cumulatifs de l'acidité et de la fraction toxique de l'aluminium. Donc, cette action conjointe pourrait expliquer les baisses de densité et de biomasse piscicoles spécifiques de la Mauricie- Nord.

3.3 Structure de taille

La distribution des fréquences de taille de la perchaude de la communauté à prédateur observée dans les lacs acides (Figure 3.13) est significativement différente de la distribution des populations habitant dans les lacs de transition et non acides, tel qu'il a été démontré par le test de Wilcoxon pour deux échantillons ($P < 0,05$). Pour l'omble de fontaine, la distribution de fréquence de taille des individus capturés dans les lacs acides de la communauté à meunier noir (Figure 3.14) est significativement différente de celle de la population vivant dans les lacs non acides (test de Wilcoxon, $P < 0,001$). Elle ne s'avère cependant pas différente de la distribution de fréquence de taille de la population capturée dans les lacs de transition ($P > 0,50$). L'examen des distributions montre que les captures des individus de petite taille de ces deux espèces sont nulles dans les lacs acides où le pH est inférieur ou égal à 5,5. Chez la perchaude, on a noté un nombre supérieur d'individus dans la classe de taille supérieure à 120 mm comparativement aux lacs de transition ($5,5 < pH < 6,0$) et non-acides ($pH \geq 6,0$). À l'inverse, Frenette (1986) a observé une diminution du nombre de grands individus de perchaude dans les lacs acides du Témiscamingue. Chez l'omble de fontaine, les résultats de Richard (1985) ont également montré l'absence des individus de petite taille en milieu acide. Dans le même sens, Frenette et Dodson (1984) ont proposé que l'échec du recrutement causé par le stress acide pouvait expliquer la faible abondance des juvéniles d'omble de fontaine lors de leur étude sur le lac Tantaré. Ils ont rapporté, entre autres, que cette population aurait abandonné les sites de fraye répertoriés antérieurement pour des sites à pH plus élevé mais que l'on suppose de qualité inférieure.

Il semble donc que les individus de grande taille de perchaude et d'omble de fontaine s'avèrent plus résistants aux conditions acides chroniques que les individus de petite taille, d'où leur plus forte représentativité dans les grandes classes de taille. Une situation similaire a été rapportée pour le meunier noir par Trippel et Harvey (1987).

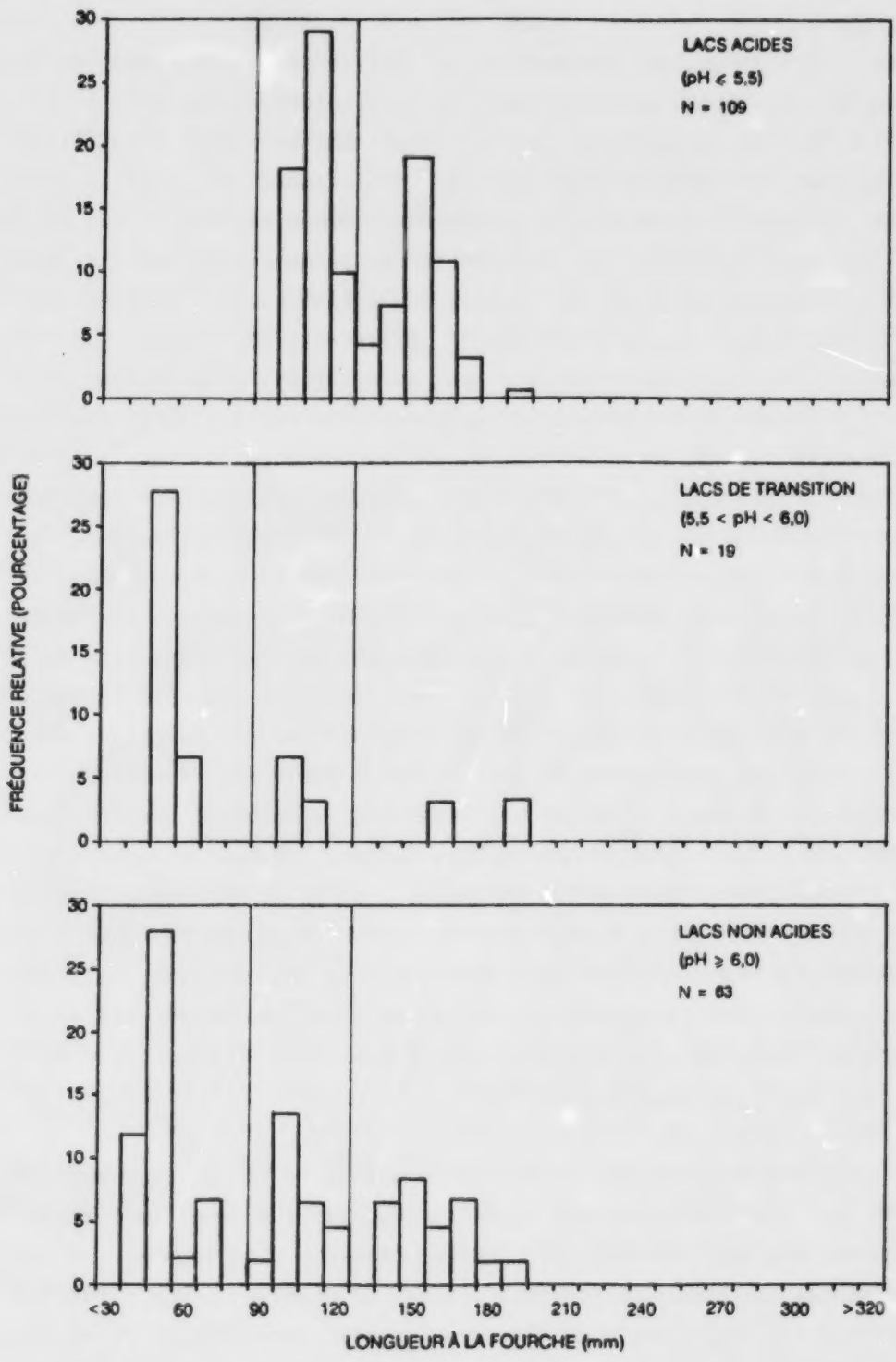


Figure 3.13. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DE LA PERCHAUDE PROVENANT DES LACS À PRÉDATEURS DE TYPE ACIDE, DE TRANSITION, ET NON ACIDE DE LA MAURICIE NORD.

LACS À MEUNIERS NOIRS
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)

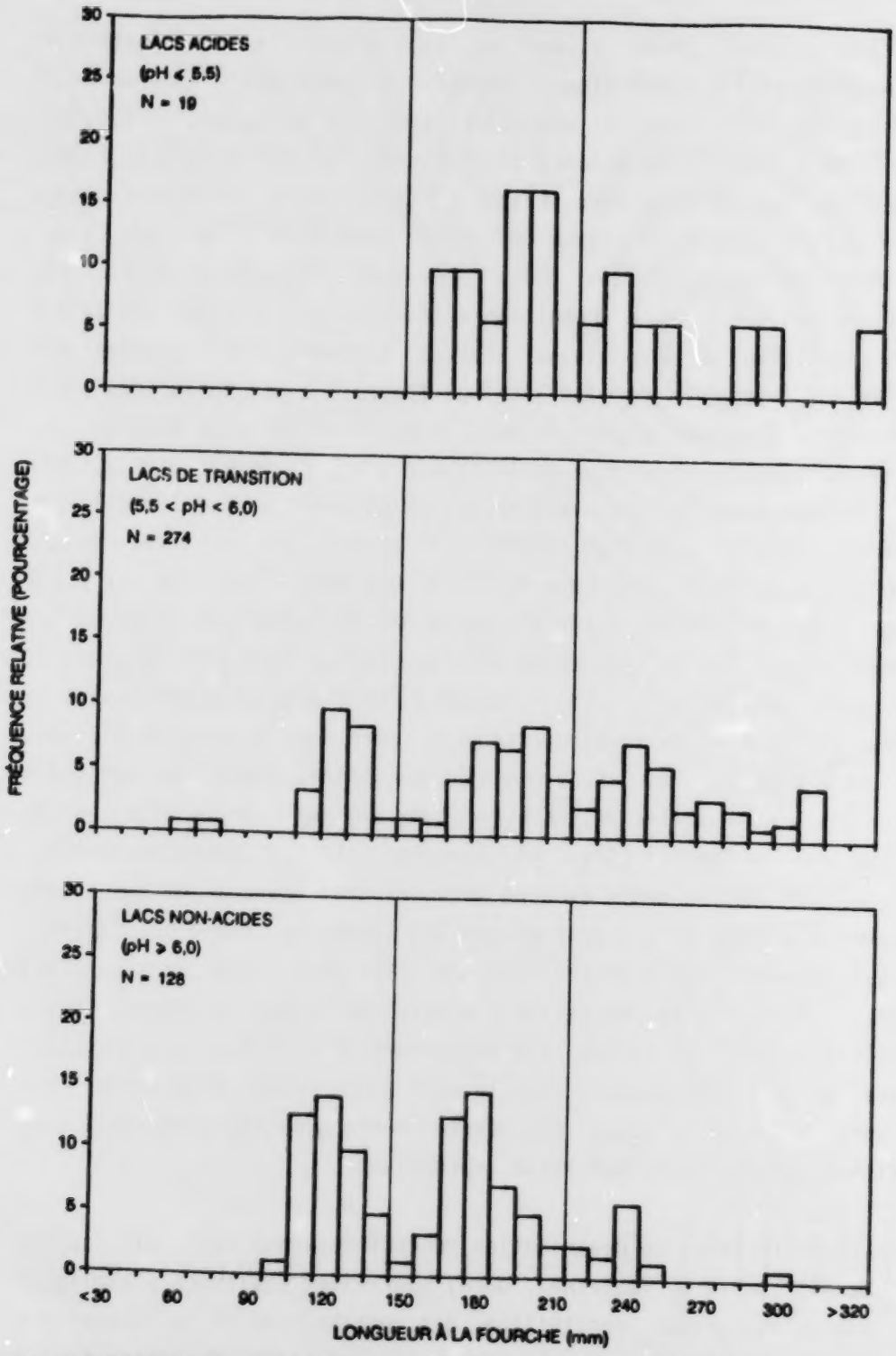


Figure 3.14. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DE L'OMBLE DE FONTAINE PROVENANT DES LACS À MEUNIER NOIR DE TYPE ACIDE, DE TRANSITION, ET NON-ACIDE DE LA MAURICIE NORD.

Chez le doré jaune vivant en lac acide, la distribution de fréquence de taille est également significativement différente de celle des lacs de transition et non acides (test de Wilcoxon, $P < 0,05$). Ainsi, dans les milieux acides, on a observé chez cette espèce (Figure 3.15) l'absence de plusieurs strates de taille ainsi qu'un pourcentage réduit d'individus de la classe de taille supérieure à 360 mm, ce qui démontre probablement aussi des problèmes de recrutement. Ces résultats indiquent qu'en condition acide plusieurs classes de taille de la population de doré jaune seraient touchée, comparativement aux populations vivant dans les lacs de transition et non-acides. Dans l'Outaouais, les populations de doré semblent encore plus touchées que celles de la Mauricie puisque cette espèce n'a presque pas été capturée dans les lacs dont le pH était inférieur ou égal à 5,5 (Tremblay et Richard, 1989). Beamish (1976) a évalué que l'arrêt de la reproduction du doré jaune dans les lacs des monts LaCloche survenait lorsque le pH variait entre 5,5 et 6,0. En conditions naturelles, Hulsman et al. (1983) ont observé d'importantes mortalités d'oeufs de doré à un pH de 5,4. Ils considéraient l'acidité comme étant le facteur explicatif de la disparition du doré dans leur zone d'étude. Chez cette espèce, les individus sont considérés comme des géniteurs potentiels à des tailles respectivement de 279 mm pour le mâle et de 356 mm pour la femelle (Scott et Crossman, 1974). Selon les années, les géniteurs et les oeufs de doré seraient confrontés à des conditions néfastes d'acidité et d'aluminium sur les sites de fraye printaniers, ce qui augmente ainsi le taux de mortalité post-fraye dans les lacs acides. Donc, cette mortalité pourrait expliquer le nombre réduit d'individus dont la taille est supérieure à 360 mm, ainsi que les strates de taille manquantes chez le doré jaune vivant dans les milieux en voie d'acidification. Cependant, cette hypothèse demande à être confirmée par une expérimentation appropriée.

Les différences de distribution rencontrées chez ces trois espèces (perchaude, omble de fontaine, doré) pourraient également s'expliquer par une plus grande sensibilité des petits individus aux effets toxiques de l'acidité. Les branchies des individus de petite taille

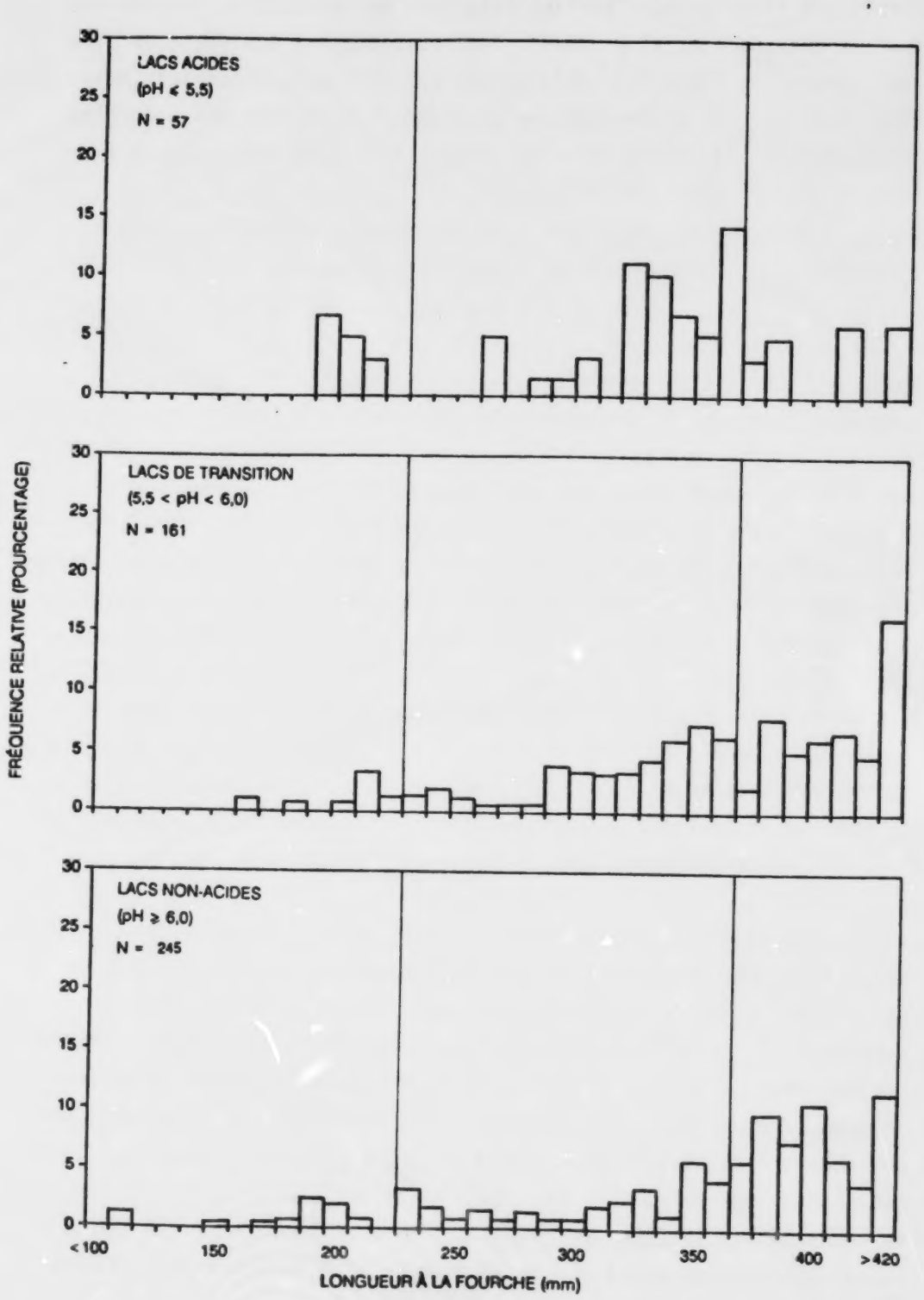


Figure 3.15. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU DORÉ JAUNE PROVENANT DES LACS À PRÉDATEURS DE TYPE ACIDE, DE TRANSITION, ET NON ACIDE DE LA MAURICIE NORD.

offrent une plus grande surface relative de contact au niveau des branchies (Robinson et al., 1976). Ces individus ont également un plus grand nombre de lamelles secondaires par filament branchial (Muir, 1969). Ces éléments augmentent la capacité d'absorption des branchies et diminuent de la sorte la résistance des poissons exposés à un milieu en voie d'acidification.

CHAPITRE 4

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'analyse des pêches expérimentales réalisées dans les 30 lacs de la Mauricie-Nord démontre que leurs populations piscicoles sont affectées par l'acidification des eaux lacustres.

La diversité spécifique n'est pas influencée tant par l'acidité que par les autres variables physico-chimiques. Il faut cependant préciser que le nombre de lacs acides est sous-représenté dans la présente étude comparativement aux lacs de transition et lacs non acides. Les seuils de tolérance à l'acidité révèlent des différences interspécifiques importantes. La perchaude et le grand brochet sont les espèces les plus résistantes (pH <5,0) tandis que la plupart des cyprinidés, des salmonidés ainsi que la lotte et le chabot tacheté s'avérent les plus sensibles (pH $\geq$ 5,5) à l'acidité des milieux lacustres. La distribution des espèces est également influencée par la structure de l'habitat et les interactions biotiques. De façon générale, il semble qu'un pH de 5,3 - 5,5 serait le seuil inférieur de résistance à l'acidité de la plupart des espèces piscicoles car près de 75 pour cent des espèces sont absentes en deçà de cette valeur.

Pour réduire l'effet masquant des interactions biotiques, nous avons scindé les lacs en communautés piscicoles comparables sur la base de relation de prédation et de compétition lors de l'analyse des résultats de densité et de biomasse totales spécifiques. En procédant ainsi, nous avons effectué notre analyse parmi les lacs correspondant à la communauté de prédateurs piscicoles et à la communauté à meunier noir. L'analyse des PUE et BUE totales, avec et sans distinction de communauté piscicole, montrait que ces variables ne sont pas influencées directement par l'acidité du milieu. L'absence de résultats significatifs pour la densité et la biomasse totales de ces

deux communautés piscicoles pourrait s'expliquer par les propriétés homéostatiques de l'écosystème aquatique de la Mauricie-nord. Malgré cette homéostasie, les signes indiquant la présence d'un stress dans une communauté peuvent être plus facilement perçus au niveau des espèces composant cette même communauté. En effet, les résultats ont montré un effet négatif de l'acidité sur les densités de l'omble de fontaine et du mulet perlé de la communauté à meunier noir. Chez la communauté à prédateur, aucune espèce ne semble affecter directement par de faibles niveaux de pH. Cependant, la concentration d'aluminium filtré semblait avoir des effets néfastes plus nombreux sur les espèces des deux communautés piscicoles. Ainsi, dans nos résultats, les baisses de densité et de biomasse du mulet perlé et du doré jaune sont liées à l'augmentation des concentrations d'aluminium filtré. La même relation s'applique pour les BUE et le poids moyen de la ouitouche. Ces réductions de densité et de biomasse seraient causées par une action conjointe de l'acidité et de la fraction toxique de l'aluminium.

La structure de taille de certaines populations piscicoles vivant dans les lacs acides ($pH \leq 5,5$) diffère de celles observées dans les lacs de transition ($5,5 < pH < 6,0$) et les lacs non acides ($pH \geq 6,0$). Les petits individus des populations de perchaude de la communauté à prédateurs et de l'omble de fontaine de la communauté à meunier noir étaient absents des lacs dont le pH était inférieur ou égal à 5,5. Chez la perchaude, la population vivant en milieu acide est principalement composée de gros individus. Également, chez le doré jaune, plusieurs strates de taille étaient absentes dans les milieux acides. La disparition d'individus de même taille pourrait être causée par une mortalité post-fraye des géniteurs et des oeufs, et un échec du recrutement des juvéniles. D'autres travaux seraient nécessaires afin d'identifier plus précisément les mécanismes responsables des réductions de densité et de biomasse totales spécifiques ainsi que de l'altération des structures de taille. Les juvéniles s'avèrent probablement la strate de la population la plus vulnérable aux effets de l'acidification, tout en étant la moins étudiée.

Nos résultats de tolérance à l'acidité, de densité, de biomasse et de structure de taille spécifiques constituent des indices démontrant que l'écosystème aquatique de la Mauricie-nord subit présentement un stress causé par les effets directs et indirects de l'acidité des eaux lacustres.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADIRONDAK LAKE SURVEY CORPORATION, 1989. Adirondak lakes study 1984-1987: an evaluation of fish communities and water chemistry, New York, USA.

AUDET, C., R.S. MUNGER and C.M. WOOD, 1988. "Long-term sublethal acid exposure in rainbow trout (Salmo gairdneri) in soft water: effects on ion exchanges and blood chemistry", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1387-1398.

BEAMISH, R., 1976. "Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes", dans Water, Air and Soil Pollution, 6: 501-514.

BEAMISH, R., H. LOCKART, J. VAN LOON and H. HARVEY, 1975. "Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes", dans Ambio, 4: 98-102.

BAKER, J.P., 1982. Effects on fish of metals associated with acidification, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern division, American Fisheries Society, Bethesda, MD, p. 167-176.

BAKER, J.P., and C.L. SCHOFIELD, 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondak surface water quality, dans Drablos D. and T. Tollan [eds.], Ecological impacts of acid precipitation, Project SNSF, Sandfjord, Norway, 292-293.

BAKER, J.P., and C.L. SCHOFIELD, 1982. "Aluminium toxicity to fish in acidic water", dans Water, Air and Soil Pollution, 18: 289-309.

BERGMAN, H.L., J.S. MATTICE, and D.J.A. BROWN, 1988. "Lake acidification and fisheries project: adult brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1561-1562.

BOOTH, C.E., D.G. McDONALD, B.P. SIMONS, and C.M. WOOD, 1988. "Effects of aluminium and low pH on net ion fluxes and ion balance in the brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45 : 1563-1574.

BRAKHE, D.F., A. HENRICKSEN, AND S.A. NORTON, 1988. "Estimated background concentrations of sulfate in dilute lakes", à paraitre dans Water Resources Bulletin.

BREDER, C.M., 1960. "Design for a fry trap", dans Zoologica, N.Y., 45: 155-159.

CARIGNAN, R., 1989. Géochimie et géochronologie sédimentaire récente de huit lacs du Témiscamingue, Ministère de l'Environnement du Québec, préparé par INRS-Eau, 143 p.

CHEVALIER, G., L. GAUTHIER, and G. MOREAU, 1985. "Histopathological and electron microscopic studies of gills of brook trout, Salvelinus fontinalis, from acidified lakes", dans Can. J. Zool., 63: 2062-2070.

CLEVELAND, L., E.E. LITTLE, S.J. HAMILTON, D.R. BUCKLER, and J.B.HUNN, 1986. "Interactive toxicity of aluminium and acidity to early life stages of brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Trans. Am. Fish. Soc., 115: 610-620.

COLBY, P.J., P.A. RYAN, D.H. SCHUPP, and S.L. SERNS, 1987. "Interactions in north-temperate lake fish communities", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44 (suppl.2): 104-128.

DRISCOLL, C.T., 1980. Chemical characterisation of some dilute acidified lakes and streams in the Adirondak region of New York state, Ph.D. Thesis, Cornell University, New York, 309 p.

DUPONT, J., 1988. État de l'acidité des lacs de la région hydrographique de l'Outaouais, Réseau québécois de surveillance de l'acidité des eaux de surface, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, ACIDOC N° 878003, Envirodoq N° 870249, rapport N° PA-29, 99 pages, 2 annexes.

DUPONT, J., 1989. État de l'acidité des lacs de la région hydrographique de la Mauricie, Réseau québécois de surveillance de l'acidité des eaux de surface, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, ACIDOC N° 89000, Envirodoq N° 89000, rapport N° PA-32, en préparation.

DUPONT, J. et Y. GRIMARD, 1987. SIGMA/SLAM: Modèle de gestion des milieux acides, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, rapport N° PA-27, ACIDOC N° 876001, Envirodoq N° 870186, 76 pages.

ÉTATS-UNIS - CANADA, 1983. Mémoradum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière, Évaluation des impacts, Groupe de travail N° 1 rapport final.

FLICK, W.A., C.L. SCHOFIELD, and D.A. WEBSTER, 1982. Remedial actions for interim maintenance of fish stocks in acidified waters, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern division, American Fisheries Society, Bethesda, MD, 287-306.

FRENETTE, J.J., 1986. Effet de l'acidité sur les communautés ichtyologiques de 17 lacs du Témiscamingue, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Publication N° PA-23, 102 pages.

FRENETTE, J.J., and J.J. DODSON, 1984. "Brook trout (Salvelinus fontinalis) population structure in acidified Lac Tantaré, Québec," dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 865-877.

FRENETTE, J.J., Y. RICHARD, and G. MOREAU, 1986. "Fish responses to acidity in Quebec lakes: a review", dans Water, Air and Soil Pollution, 30: 461-476.

GALLOWAY, J.N., G.E. LIKENS, W.C. KEENE, ET J.M. MILLER, 1982. "The composition of precipitation in remote areas of the world", dans J. Geophys. Res., 87 (11): 8771-8776.

GALLOWAY, J.N., Z. DIONWU, X. JILING, AND G.E. LIKENS, 1987. "Acid rain: China, United States, and a remote area", dans Science, 236: 1559-1562.

GREEN, R.H., 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ, 620 p.

GUNN, J.M., and W. KELLER, 1984. "Spawning site water chemistry and lake trout (Salvelinus namaycush) sac fry survival during spring snowmelt", dans Can. J. Aquat. Sci., 41: 319-329.

HAINES, T.A., 1981. "Acid precipitation and its consequence for aquatic ecosystems: a review", dans Trans. Am.Fish.Soc., 110: 669-707.

HARVEY, H.H., 1980. Widespread and diverse changes in the biota for North American lakes and rivers coincident with acidification, dans Drablos D. and T. Tollan [eds.], Ecological impacts of acid precipitation, Project SNSF, Sandefjord, Norway, 1980, 93-98.

HARVEY, H.H., 1982. Population responses of fishes in acidified waters, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern division, dans American Fisheries Society, Bethesda, MD., 227-241.

HARVEY, H.H., and C. LEE, 1982. Historical fisheries changes related to surface water pH changes in Canada, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern division, dans American Fisheries Society, Bethesda, MD., 45-55.

HULSMAN, P.F., P.M. POWLES, and J.M. GUNN, 1983. " Mortality of walleye eggs and rainbow trout yolk-sac larvae in low-pH waters of the LaCloche Mountain area, Ontario", dans Trans. Am. Fish. Soc., 112: 680-688.

JENSEN, A.L., 1971. "The effect of increased mortality on the young in a population of brook trout, a theoretical analysis", dans Trans. Am. Fish. Soc., 100(3): 456-459.

JOHNSON, M.G., J.H. LEACH, C.K. MINNS, and C.H. OLVER, 1977. "Limnological characteristics of Ontario lakes in relation to association of walleye (Stizostedion vitreum vitreum), northern pike (Esox lucius), lake trout (Salvelinus namaycush), and smallmouth bass (Micropterus dolomieui)", dans J. Fish. Res. Board Can., 34: 1592-1601.

JONES, M.L., D.R. MARMOREK, B.S. REUBER, P.J. McNAMEE, and L.P. RATTIE, 1986. "Brown waters": relative importance of external and internal sources of acidification of catchment biota, review of existing knowledge, ESSA Environmental and Social Systems Analysts Ltd., pour Pêches et Océans Canada et Environnement Canada, LRTAP Workshop no 5, 85 p.

KELSO, J.R.M., and C.K. MINNS, 1982. Current status of lake acidification and its effect on the fishery resource of Canada, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern division, American Fisheries Society, Bethesda, MD, p. 69-82.

KELSO, J.R.M., and J.M. GUNN, 1984. Responses of fish communities to acidic waters in Ontario, dans Acid precipitation series - volume 6, Early biotic responses to advancing lake acidification, J.I. Teasley [ed.], Butterworth publishers, Stoneham, MA, p. 105-115.

KELSO, J.R.M., C.K. MINNS, J.E. GRAY, et M.L. JONES, 1987. L'acidification des eaux de surface dans l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique, dans Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 47 pages.

KELSO, J.R.M., and J.H. LIPSIT, 1988. "Young-of-the-year fish community in nine lakes, varying in pH, on the Canadian Shield", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45 (suppl.1): 121-126.

LACROIX, G.L., 1985. "Plasma ionic composition of the atlantic salmon, Salmo salar, white sucker (Catostomus commersoni), and alewife (Alosa pseudoharengus) in some acidic rivers of Nova Scotia", dans Can. J. Zool., 63: 2254-2261.

LEGENDRE, P., and V. LEGENDRE, 1984. "Postglacial dispersal of freshwater fishes in the Québec peninsula", dans Can. J. Aquat. Sci., 41: 1781-1802.

LEINO, R.L., P. WILKINSON, and J.G. ANDERSON, 1987. "Hispathological changes in the gill of pearl dace, Semotilus margarita, and fathead minnows, Pimephales promleas, from experimentaly acidified Canadian lakes", dans Can. J. Aquat. Sci., 44 (suppl.1): 126-134.

MAGNUSON, J.J., J.P. BAKER, and F.J. RAHEL, 1984. "A critical assessment of effects of acidification on fisheries in North America", dans Phil. Trans. R. Soc. Lond., B305: 501-516.

MARGALEF, R., 1981. Stress in ecosystems: a future approach, dans Stress effects on natural ecosystems, G.W. Barrett and R. Rosenberg [eds.], John Wiley & Sons, New York, p. 281-289.

MARSHALL, T.R, and P.A. RYAN, 1987, "Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients", dans Can. J. Fis. Aquat. Sci., 44 (suppl. 2): 198-215.

McDONALD, D.G., and C.L. MILLIGAN, 1988. "Sodium transport in the brook trout, Salvelinus fontinalis: Effects of prolonged low pH exposure in the presence and absence of aluminium", dans Can. J. Fis. Aquat. Sci., 45 : 1606-1613.

MILLS, K.H., S.M. CHALANCHUK, L.C. MOHR and I.J. DAIRES, 1987. "Responses of fish populations in Lake 223 to 8 years of experimental acidification", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44 (suppl.1): 114-125.

MOUNT, D.R., C.G. INGERSOLL, D.D. GULLEY, J.D. FERNANDEZ, T.W. LAPOINT, and H.L. BERGMAN, 1988a. "Effect of long-term exposure to acid, aluminium, and low calcium on adult brook trout, (Salvelinus fontinalis). 1. Survival, growth, fecundity and progeny survival", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45:1623-1632.

MOUNT, D.R., J.R. HOCKETT, and W.A. GERN, 1988b. "Effect of long-term exposure to acid, aluminium, and low calcium on adult brook trout, (Salvelinus fontinalis). 2. Vitellogenesis and osmoregulation", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45:1633-1642.

MUNIZ, I.P. and H. LEIVESTAD, 1980. Acidification - effects on freshwater fish, dans Drablos and Tollan, 84-92.

MUNIZ, I.P. and R. ANDERSEN, and J.J. SULLIVAN, 1987. "Physiological response of brown trout (Salmo trutta) spawners and postspawners to acidic alminum-rich stream water", dans Water, Air and Soil Pollution, 36 : 371-379.

MUIR, B.S., 1969. " Gill dimensions as a function of fish size", dans J. Fish. Res. Board Can., 26: 165-170.

ODUM, E.P., 1985. "Trends expected in stress ecosystems", dans Bioscience, 35: 419-422.

PAUWELS, S.J., and T.A. HAINES, 1986. "Fish species distribution relation to water chemistry in selected Maine lakes", dans Water, Air and Soil Pollution, 30: 477-488.

POOLE, R.W., 1974. An introduction to quantitative ecology, McGraw-Hill, New York.

PROULX, H., G. JACQUES, A.-M. LAMOTHE, et J. LITYNSKI, 1987. "Climatologie du Québec méridional, Direction de la météorologie, ministère de l'Environnement du Québec, publication N° M.P. 65, 198 p., 4 annexes.

RAHEL, F.J., 1983. "Population differences in acid tolerance between yellow perch, Perca flavescens, from naturally acidic and alkaline lakes", dans Can. J. Zool., 61: 147-152.

RAHEL, F.J., 1986. "Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lake acidification studies", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43: 124-134.

RAHEL, F.J., and J.J. MAGNUSON, 1983. " Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: Inferences for cultural acidification", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 3-9.

RAJO, P.J., and J.G. WIENER, 1986. "Does pH affect fish species richness when lake area is considered ? ", dans Trans. Am. Fish. Soc., 115: 438-447.

RAPPORT, D.J., H.A. REGIER, and T.C. HUTCHINSON, 1985. "Ecosystem behavior under stress", dans Am. Nat., 125: 617-640.

RASK, M. and E. VIRTANEN, 1986. "Responses of perch, Perca fluviatilis L., from an acidic and a neutral lake to acidic water", dans Water, Air and Soil Pollution, 30: 537-543.

RICHARD, Y., 1985. Influence du niveau d'acidité des milieux lacustres sur la faune ichtyologique de la région de Portneuf, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Publication N° PA-15, Envirodoq N° 850237, 197 pages, 10 annexes.

RICHARD, Y., 1986. Effets de l'acidité sur les populations ichtyologiques de la Z.E.C. des Martres, Charlevoix, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Publication N° PA-22, 102 pages.

ROBINSON, C.L.K., and W.M. TONN, 1989. "Influence of environmental factors and piscivory in structuring fish assemblages of small Alberta lakes", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 46: 81-89.

ROBINSON, G.D., W.A. DUNSON, J.W. WRIGHT, and G.E. MAMOLITO, 1976. "Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans J. Fish Biol., 8: 5-17.

RODGERS, D.W., 1984. "Ambient pH and calcium concentration as modifiers of growth and calcium dynamics of brook trout, Salvelinus fontinalis", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 1774-1780.

SCHOFIELD, C.L., 1982. Historical fisheries changes in the United States related to decreases in surface water pH, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [ed.], Northeastern division, dans American Fisheries Society, Bethesda, MD., 57-68.

SCOTT, W.B., et E.J. CROSSMAN, 1974. Poissons d'eau douce du Canada, dans Office Rech. Pêch. Can. Bull. no 184.

SHILTS, W.W., K.D. CARD, W.H. POOKE, and B.V. SANDFORD, 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires, Commission géologique du Canada, étude 81-14, 7 p., 3 cartes.

SMITH, D.L., J.K. UNDERWOOD, J.G. ODGEN III, and B.C. SABEAN, 1986. "Fish species distribution and water chemistry in Nova Scotia lakes", dans Water, Air and Soil Pollution, 30: 489-496.

SOMERS, K.M., and H.H. HARVEY, 1984. "Alteration of fish communities in lakes stressed by acid deposition and heavy metals near Wawa, Ontario", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 20-29.

TAM, W.H., and P.D. PAYSON, 1986. "Effects of chronic exposure to sublethal pH on growth, egg production, and ovulation in brook trout, Salvelinus fontinalis", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43: 275-280.

TAM, W.H., L. BIRKETT, R. MAKARAM, P.D. PAYSON, D.K. WHITNEY, and C.K.-C. YU, 1987. "Modification of carbohydrate metabolism and liver vitellogenic function in brook trout (Salvelinus fontinalis) by exposure to low pH", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 630-635.

TAM, W.H., J.N. FRYER, I. ALI, M.R. DALLAIRE and B. VALENTINE, 1988."Growth inhibition, gluconeogenesis, and morphometric studies of the pituitary and interrenal cells of acid-stressed brook trout Salvelinus fontinalis", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 1774-1780.

THIBAULT, M., et D. HOTTE, 1985. Les régions écologiques du Québec méridional, Service de la recherche, ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 1 carte.

TIETGE, J.E., R.D. JOHNSON, and H.L. BERGMAN, 1988. "Morphometric changes in gill secondary lamellae of brook trout (Salvelinus fontinalis) after long-term exposure to acid and aluminium", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1643-1648.

TONN, W.M., J.J. MAGNUSON, and A.M. FORBES, 1983. "Community analysis in fishery management", dans Trans. Am. Fish. Soc., 112: 368-377.

TREMBLAY,S., 1989. Données brutes des pêches expérimentales effectuées dans le nord de la Mauricie, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, rapport interne.

TREMBLAY, S., et Y. RICHARD, 1989. Étude synthèse de l'effet de l'acidité sur les communautés piscicoles de 74 lacs du bassin hydrographique de l'Outaouais, Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, Publication N°. PA-36, Envirodoq N°. 89000, Acidoc N°. Ac89000, en préparation.

TRIPPEL, E.A. and H.H. HARVEY, 1987. "Reproductive responses of five white sucker (Catostomus commersoni) populations in relation to lake acidity", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 1018-1023.

WALES, D.L., and G.L. BEGGS, 1986. "Fish species distribution in relation to lake acidity in Ontario", dans Water, Air and Soil Pollution, 30: 601-609.

WALKER, R.L., C.M. WOOD, and H.L. BERGMAN, 1988. " Effects of low pH and aluminium on ventilation in the brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Can. J. Fsih. Aquat. Sci., 45: 1614-1622.

WERNER, E.E., 1986. Species interactions in freshwater fish community, dans Community ecology, J.D. Diamond et T.J. Case [eds], Harper & Row, New York, p. 344-358.

WIENER, J.G., P.J. RAJO, and J.M. EILERS, 1984. Species composition of fish communities in northern Wisconsin lakes: Relation to pH, dans Acid precipitation series - volume 6, Early biotic responses to advancing lake acidification, J.I. Teasley [ed.], Butterworth publishers, Stoneham, MA, p. 133-147.

WOOD, C.M., 1988. The physiological problems of fish in acid waters, dans Acid toxicity and aquatic animals, R. Morris, D.J.A. Brown, E.W. Taylor and J.A. Brown [e.d.], Society for Experimental Biology Seminar Series, Cambridge University Press, Cambridge.

WOOD, C.M., B.P. SIMONS, D.R. MOUNT, and H.L. BERGMAN, 1988. "Physiological evidence of acclimatation to acid/aluminum stress in adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 1. Blood composition and net sodium fluxes", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1587-1596.

YOUSON, J.H, and C.M. NEVILLE, 1987. "Deposition of aluminium in the gill epithelium of rainbow trout (Salmo gairdneri Richardson) subjected to sublethal concentrations of the metal", dans Can. J. Zool., 65: 647-656.

ZAR, J.H., 1974. Biostatistical analysis, Prentice-Hall Inc., Englewoods Cliffs,NJ, 620 p.

ANNEXE 1

Liste des lacs et leur localisation

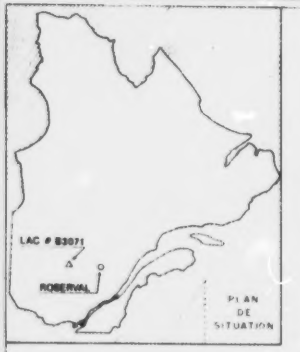
Annexe 1 Liste des lacs et leur localisation.

Nº Lac	Nº MRN	Nom du lac	Carte topo	Longitude ouest	Latitude nord
1	B3071	-	30B15	74° 49′	48° 52′
2	97311	-	30A03	73° 12′	48° 12′
3	18478	du Nippon	32A12	73° 45′	48° 42′
4	96255	-	31P15	72° 49′	47° 57′
5	A7634	Beatnick	32B01	74° 11′	48° 12′
6	A0109	Neault	32A05	73° 35′	48° 19′
7	17781	-	32B06	75° 16′	48° 22′
8	99821	-	32A06	73° 04′	48° 15′
9	A4114	-	32A11	73° 26′	48° 34′
10	A8307	-	32B02	74° 39′	48° 08′
11	00699	Roucette	32A06	73° 20′	48° 24′
12	10462	Cloutier	31O16	74° 26′	47° 55′
13	B3381	Flûte	32B16	74° 05′	48° 48′
14	17470	Bill	32B01	74° 19′	48° 15′
15	B0890	-	32B11	75° 17′	48° 36′
16	18495	de la Plume	32A12	73° 32′	48° 40′
17	18071	aux Goélands	32A12	72° 43′	48° 10′
18	A8028	Hameçon	32B01	74° 16′	48° 01′
19	17830	à la Pluie	32B09	74° 08′	48° 36′
20	A1789	Awashish	32A04	73° 38′	48° 10′
21	09220	Ouiégomic	31P14	73° 14′	47° 57′
22	13764	Vaillant	32B01	74° 06′	48° 13′
23	A2648	-	32B07	74° 58′	48° 17′
24	A9887	-	32B06	75° 21′	48° 18′
25	A4423	-	32A12	73° 38′	48° 44′
26	97415	Elmco	32A03	73° 19′	48° 07′
27	10456	Ruban	32O16	74° 25′	47° 57′
28	A9935	-	32B06	75° 25′	48° 15′
29	18523	Combet	32A13	73° 58′	48° 50′
30	18518	du Totem	32A12	73° 54′	48° 33′

ANNEXE 2

Cartes bathymétriques des 30 lacs échantillonnés

B3071



NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 B 15 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 27 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 100.00 mètres
Équidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 48° 52' 08"
Longitude : 74° 49' 12"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

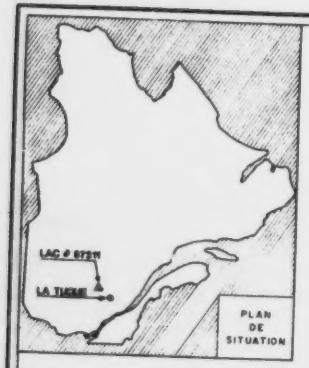
COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # B3071

échelle : 40 0 80 180 mètres

C-9994

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

97311



NOTES : Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 3 - 200 - 0202 (Photos 1984)
Levés bathymétriques : 14 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,45 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 12' 15"
Longitude : 73° 12' 25"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

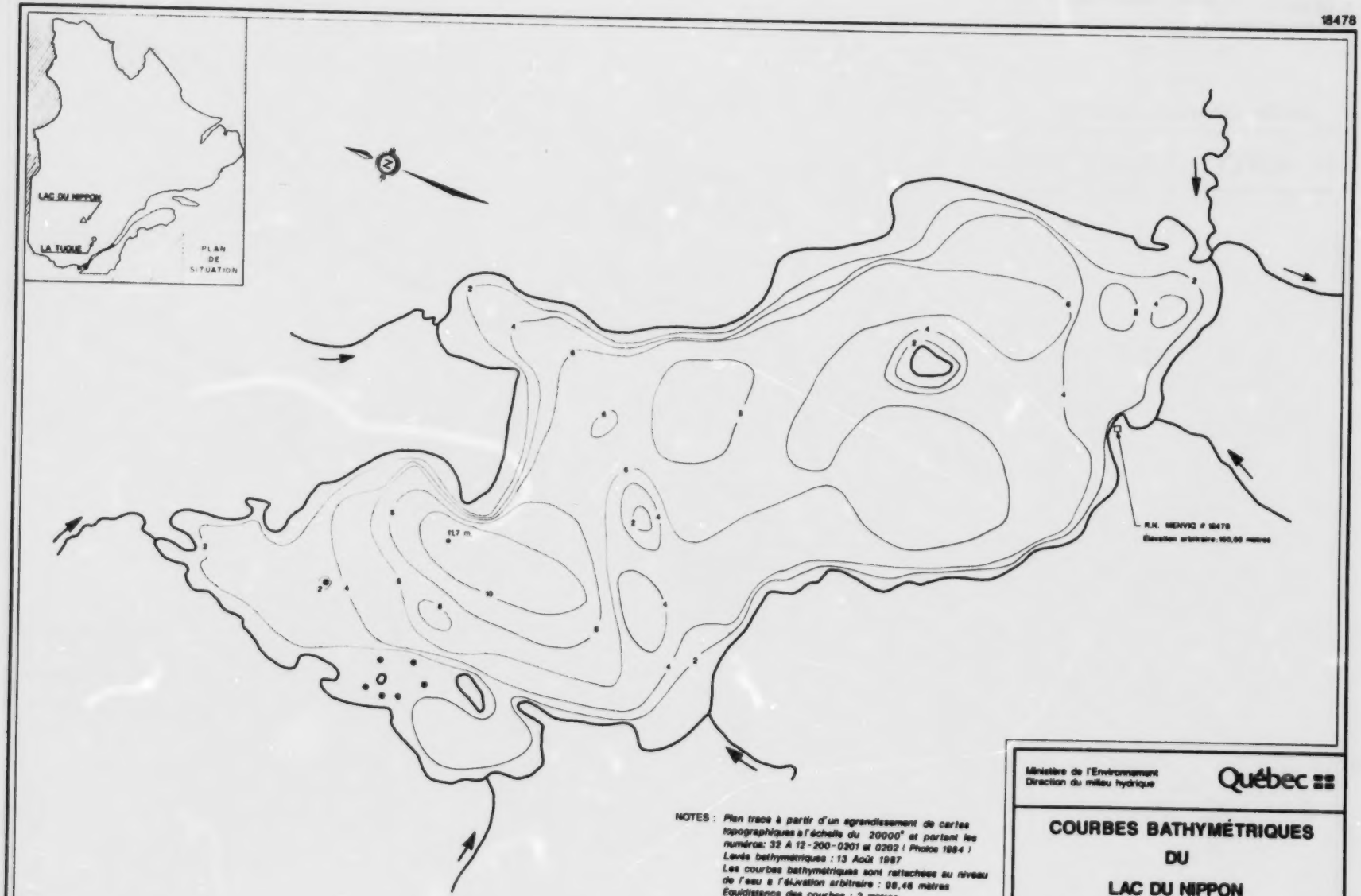
Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 97311

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9980

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement de cartes topographiques à l'échelle du 20000e et portant les numéros: 32 A 12-200-0201 et 0202 (Photos 1984)*
Levés bathymétriques : 13 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,46 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 42' 31"
Longitude : 73° 45' 03"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC DU NIPPON

échelle: 60 0 120 240 mètres

C-9976

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

R.H. MERVO # 96255
Élévation arbitraire 100,00 mètres

11,3 m
10

NOTES : Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 31 P 15 - 200 - 0201 (Photos 1961)
Levés bathymétriques : 14 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,17 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 47° 57' 16"
Longitude : 73° 48' 37"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

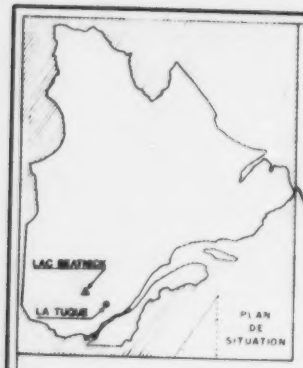
COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # 96255

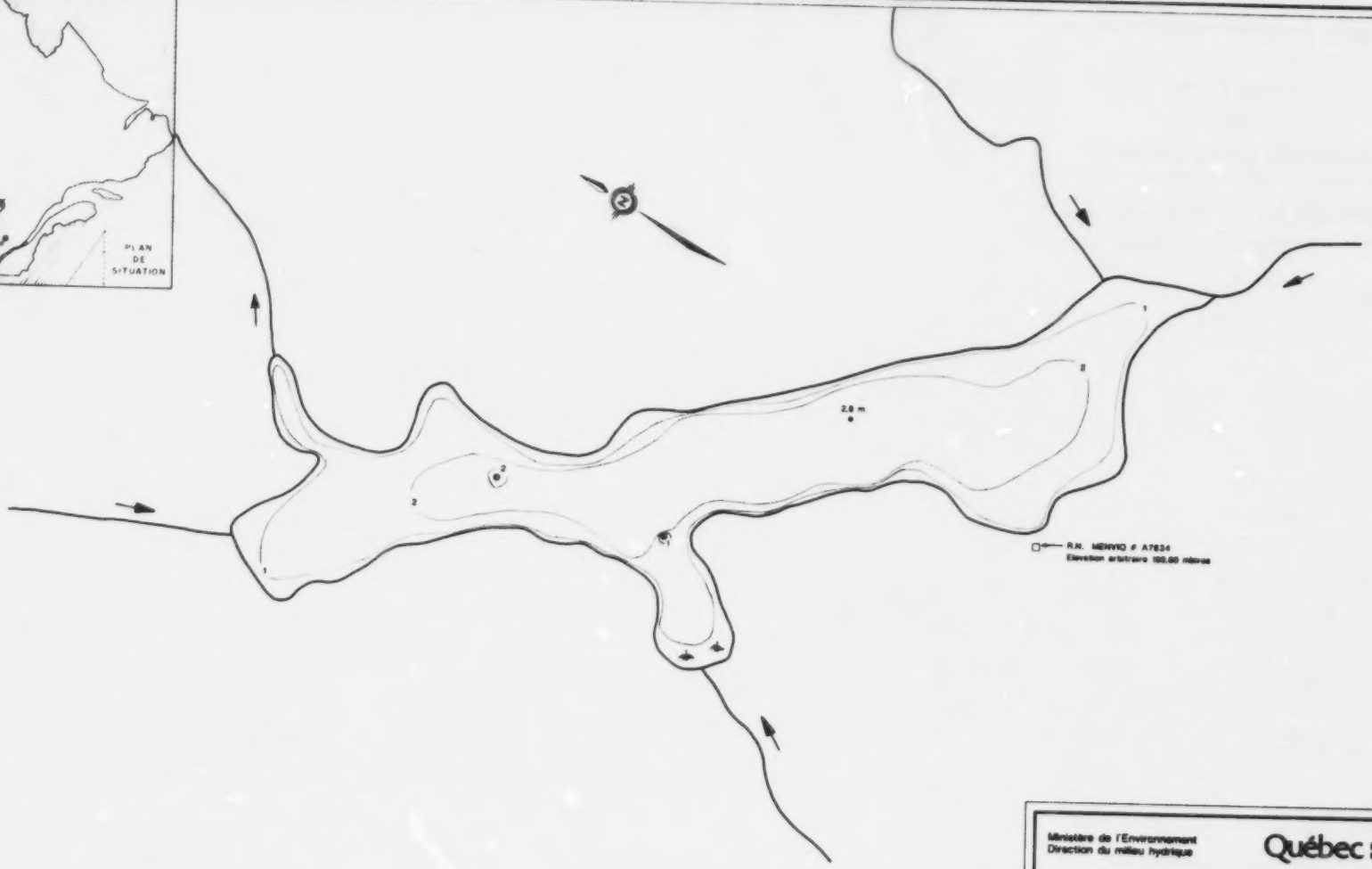
échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9979

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

A7634





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50000e et portant le numéro : 32 B 1 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 18 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,50 mètres
Equidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 46° 11' 48'
Longitude : 74° 11' 15'

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

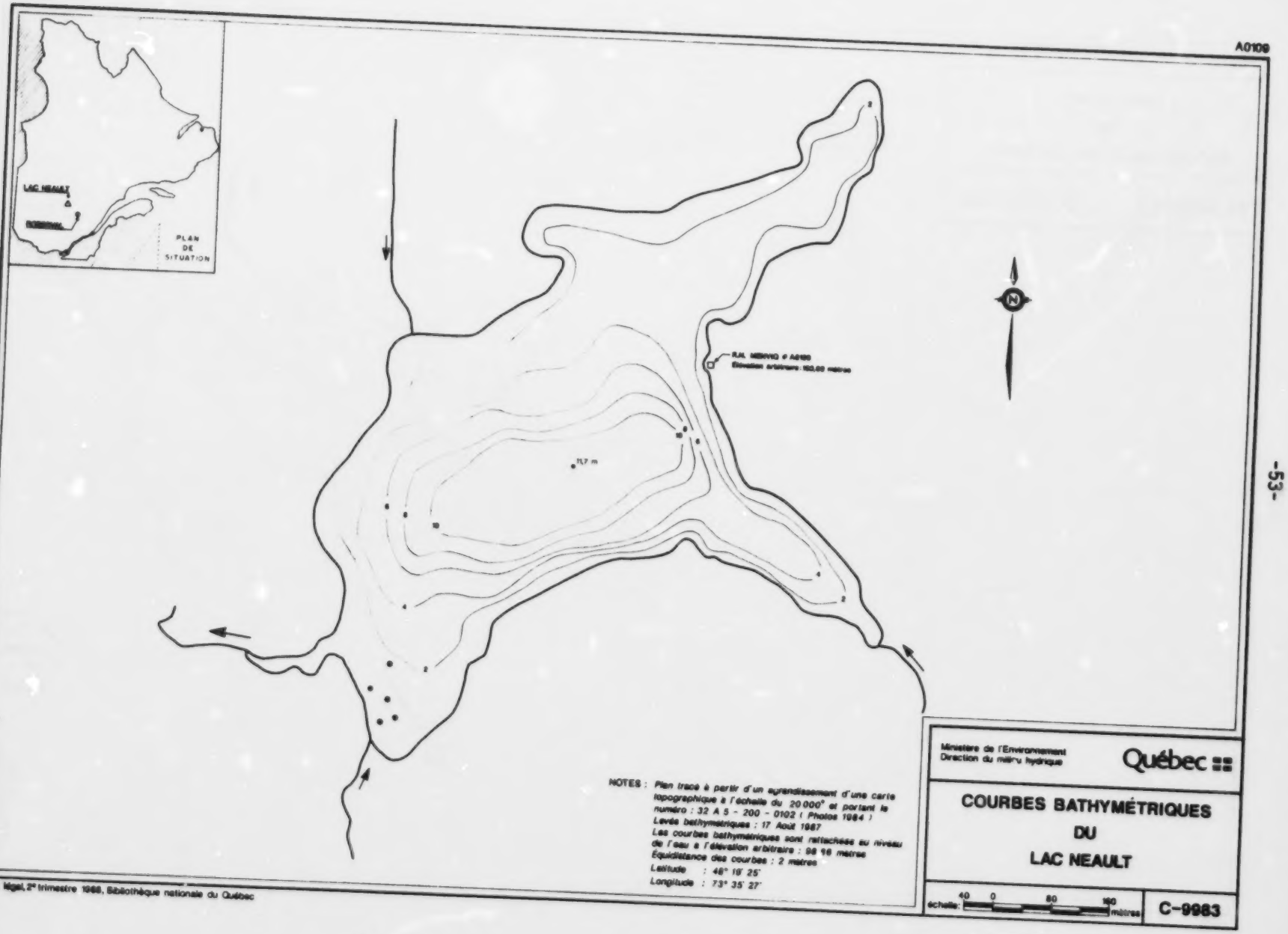
Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC BEATNICK

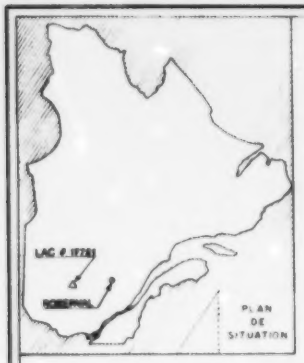
échelle: 40 0 80 160 mètres

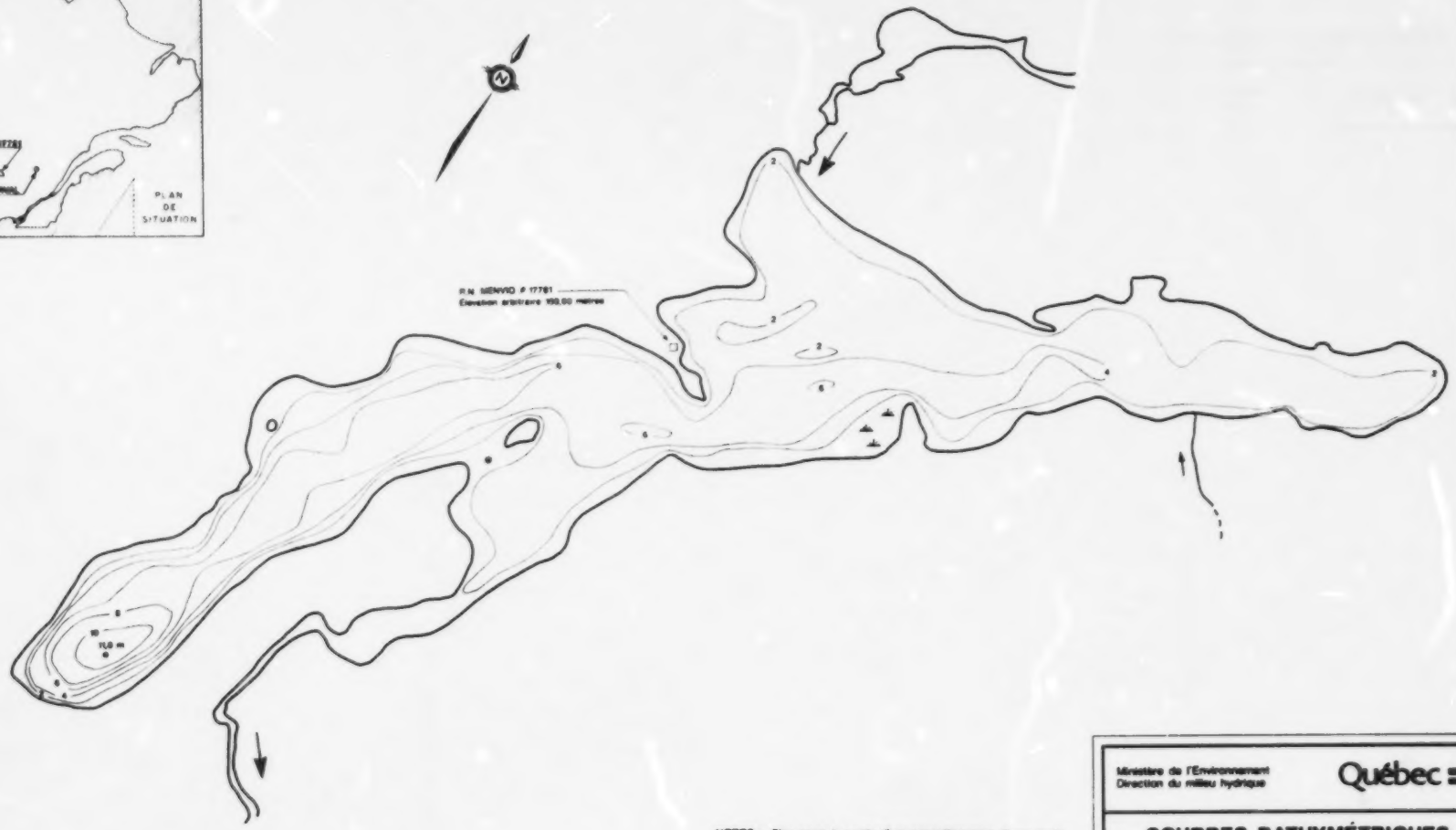
C-9988

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 B 6 - 200 - 0101 (Photos 1973)*
Levés bathymétriques : 13 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,10 mètres
Equidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 21' 39"
Longitude : 75° 15' 52"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

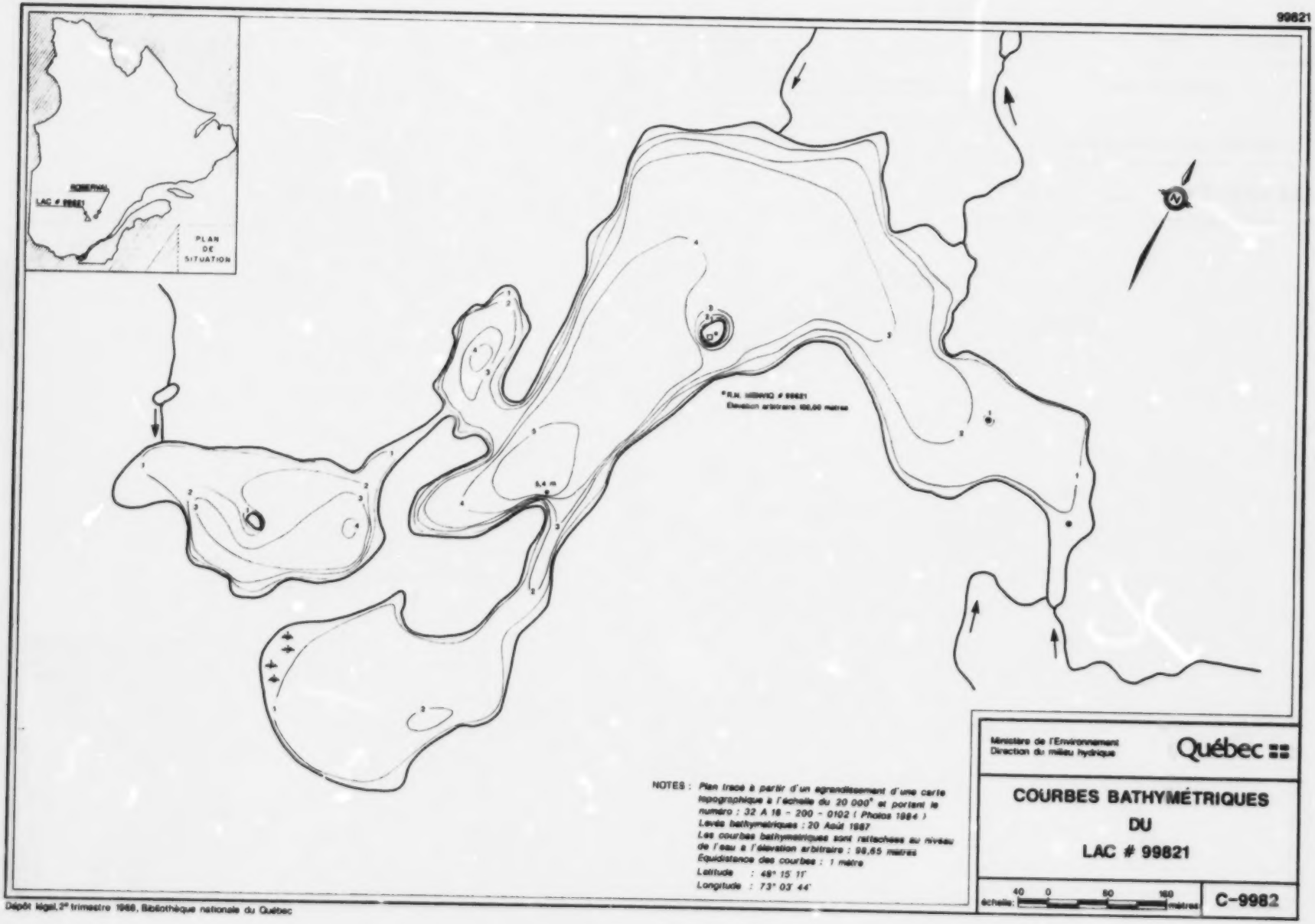
Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # 17781

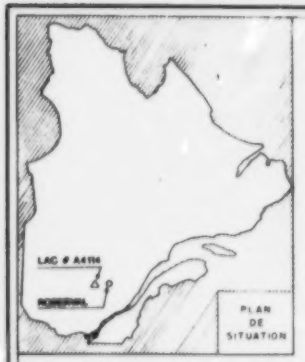
échelle: 80 0 160 320 mètres

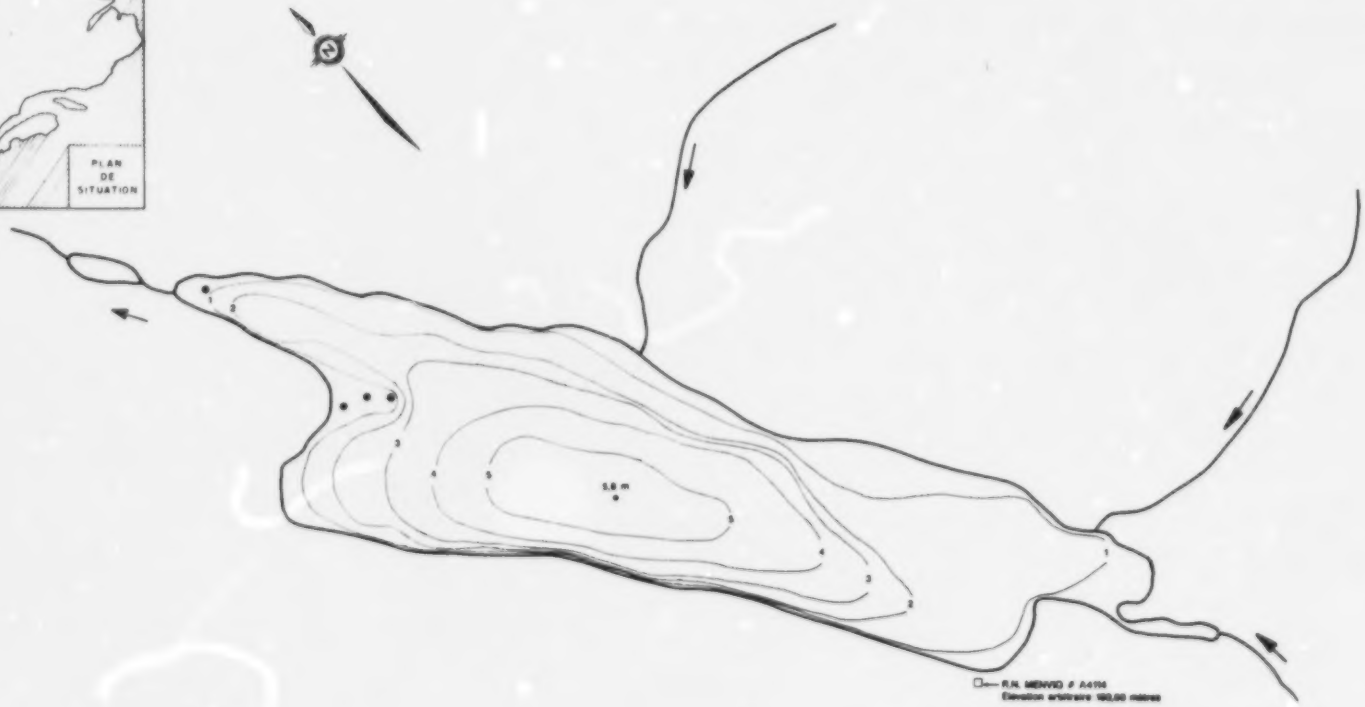
C-9973

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 11 - 300 - 0202 (Photos 1984)*
Levée bathymétrique : 26 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,25 mètres
Équidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 48° 33' 44"
Longitude : 73° 25' 36"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

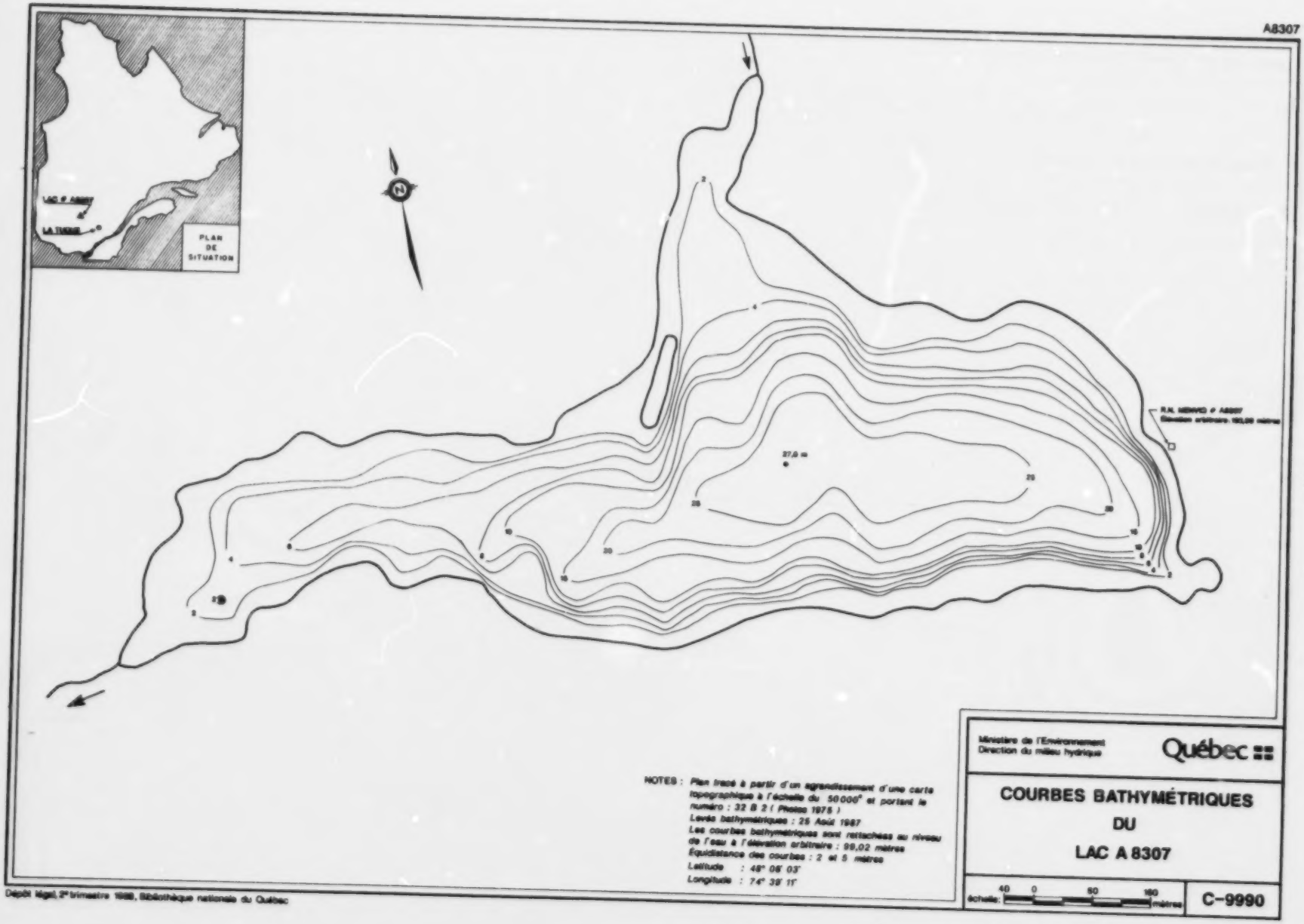
Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # A 4114

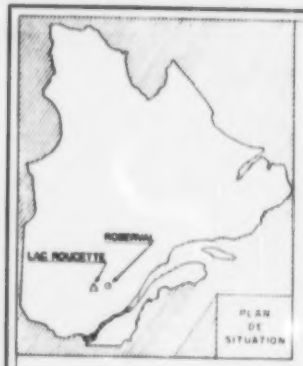
échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9986

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



LAC CRABE

R.N. MENVIQ # 699
Élévation arbitraire 100,00 mètres

NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 6 - 200 - 0201 (Photos 1984)*
Levés bathymétriques : 12 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,61 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 23' 56"
Longitude : 73° 20' 06"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

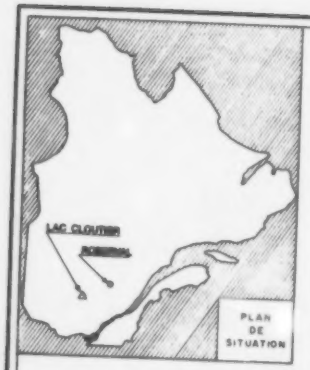
Québec

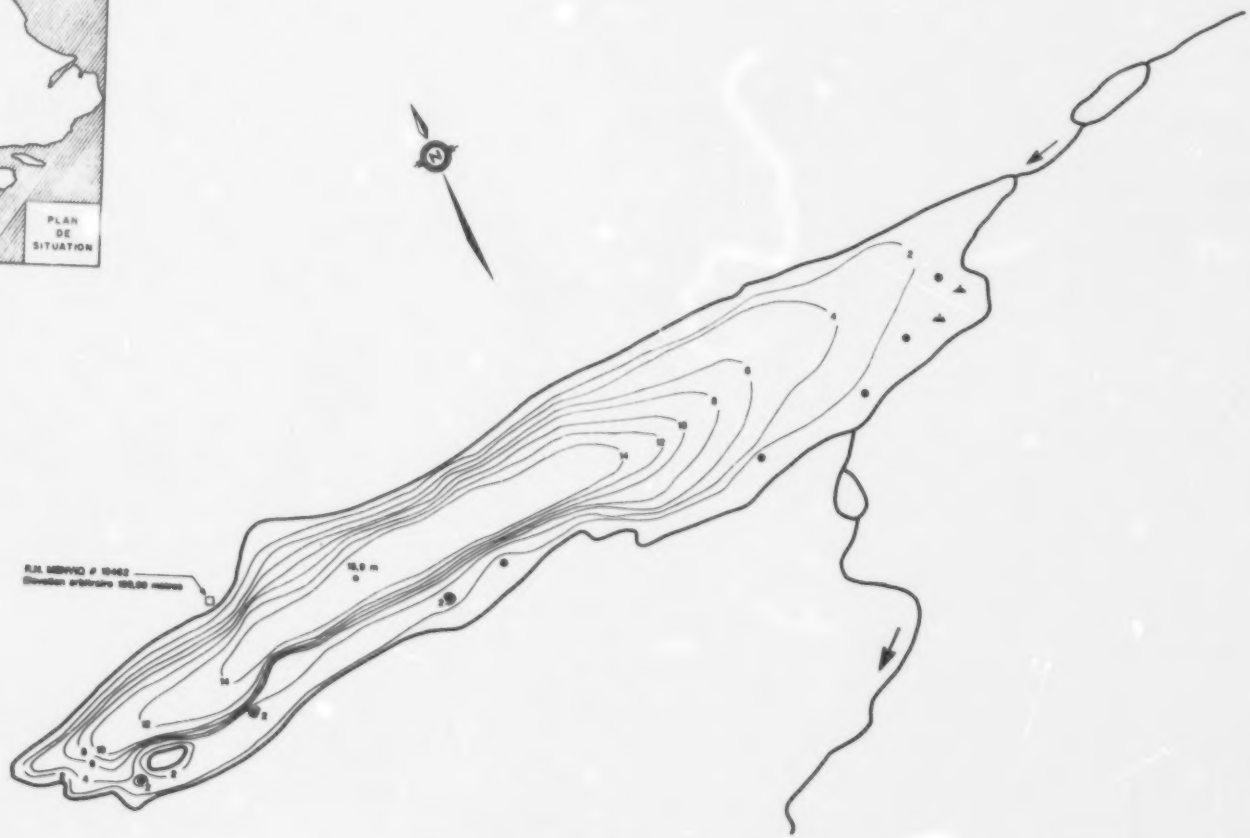
COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC ROUCETTE

échelle : 60 0 120 240 mètres

C-9967

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 31 O 16 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 18 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,21 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 47° 54' 48"
Longitude : 74° 26' 10"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

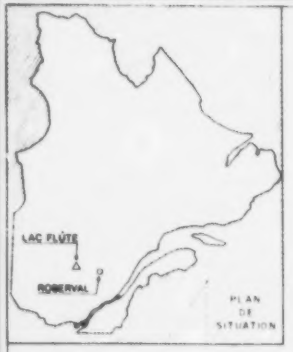
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC CLOUTIER

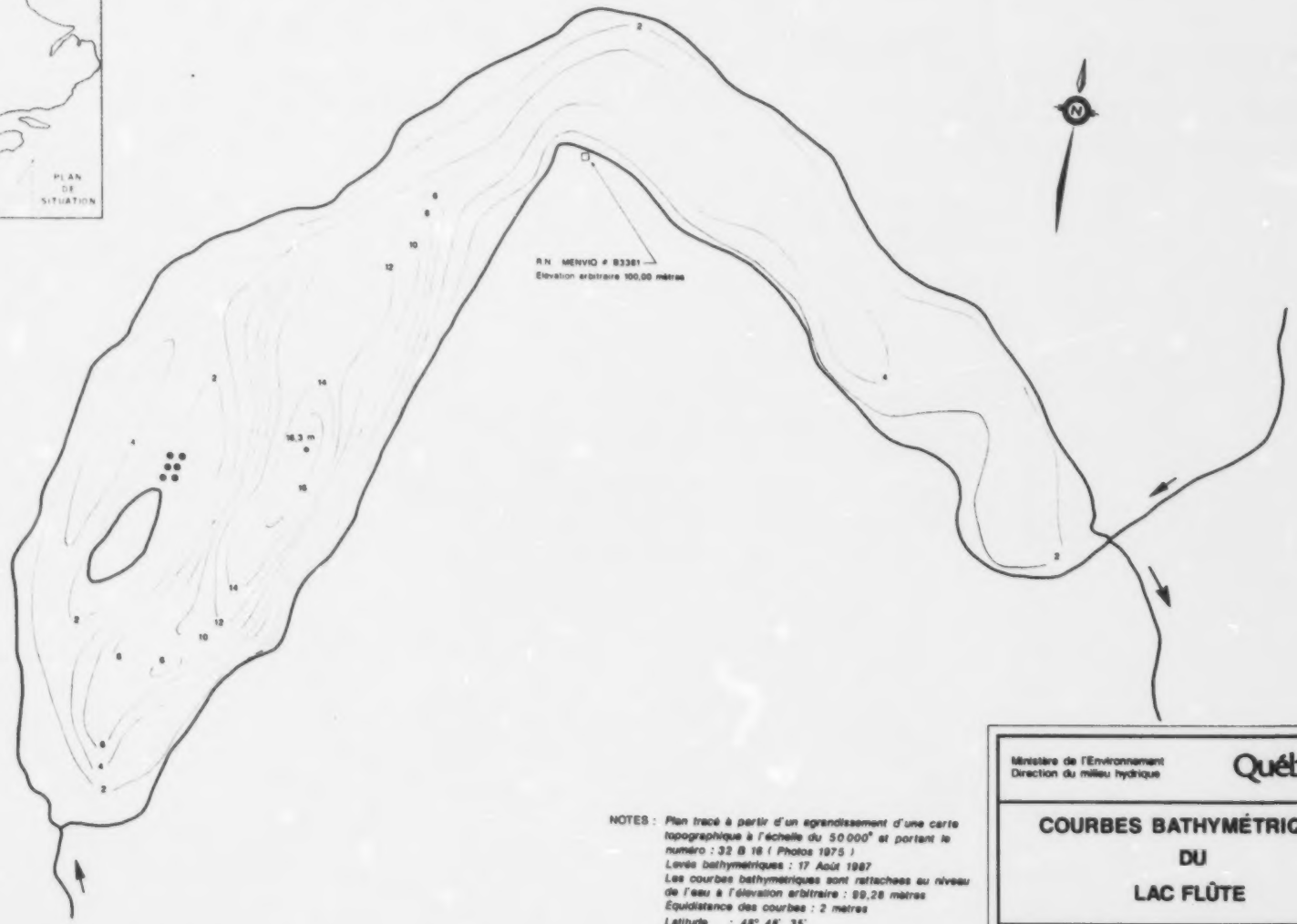
échelle: 40 0 80 120 mètres

C-9970

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

B3381





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 B 16 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 17 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,28 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 46' 35'
Longitude : 74° 05' 34'

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC FLÛTE

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9995

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

R.N. MENVIQ # 17480
Elevation arbitraire 100.00 mètres

14.2 m

NOTES : Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 B 1 (Photos 1975)
Levés bathymétriques : 26 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,77 mètres
Equidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 46° 14' 57"
Longitude : 74° 19' 24"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

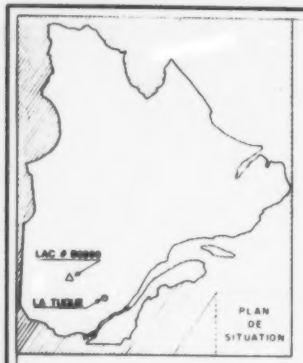
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC BILL

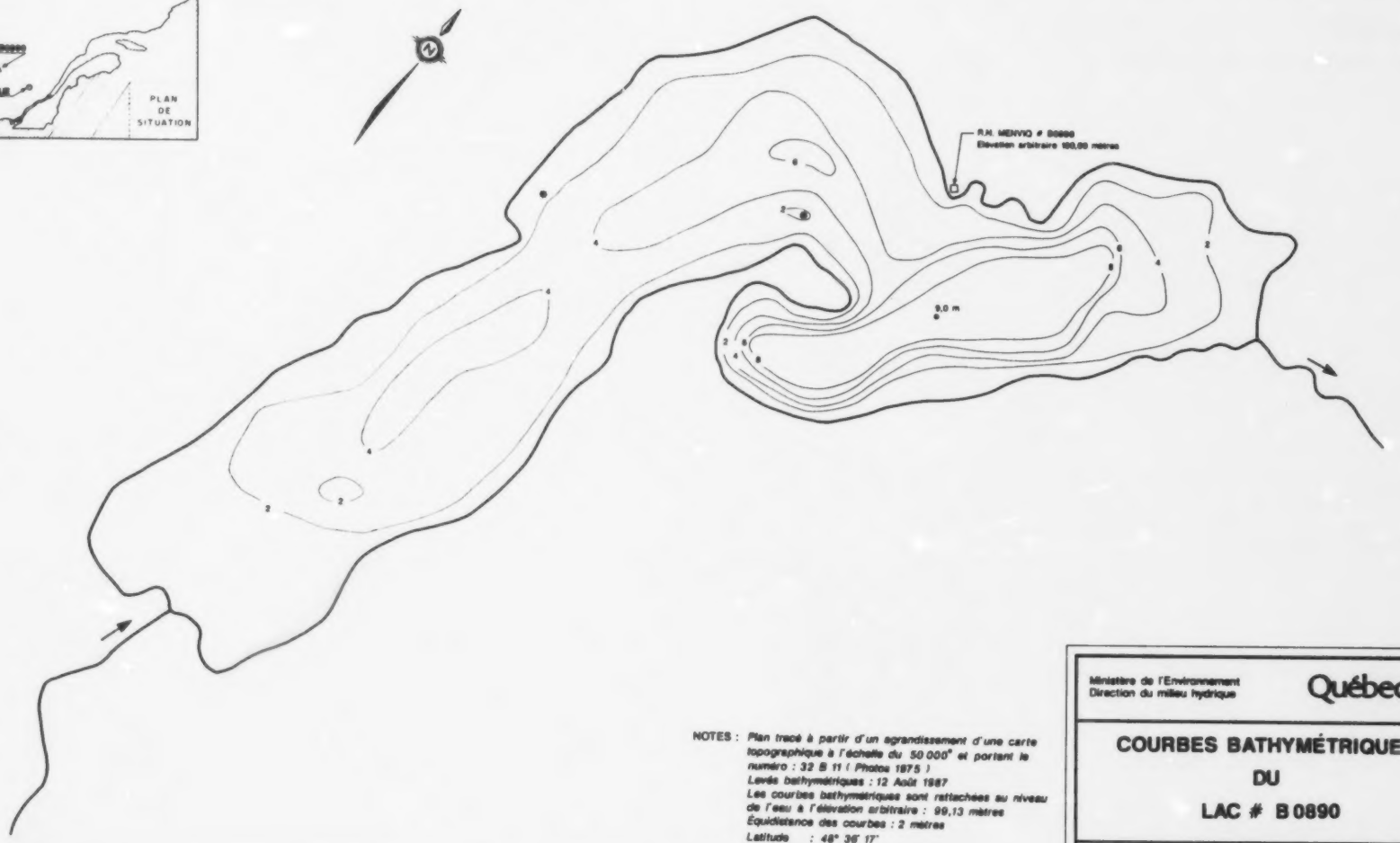
échelle: 60 0 120 240 mètres

C-9972

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

B0890





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 B 11 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 12 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,13 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 36' 17"
Longitude : 75° 17' 14"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

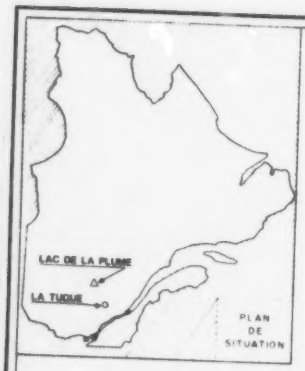
Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # B 0890

échelle : 40 0 80 160 mètres

C-9993

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 12 - 200 - 0202 (Photos 1984)*
Levés bathymétriques : 17 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,29 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 39' 44"
Longitude : 73° 31' 31"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

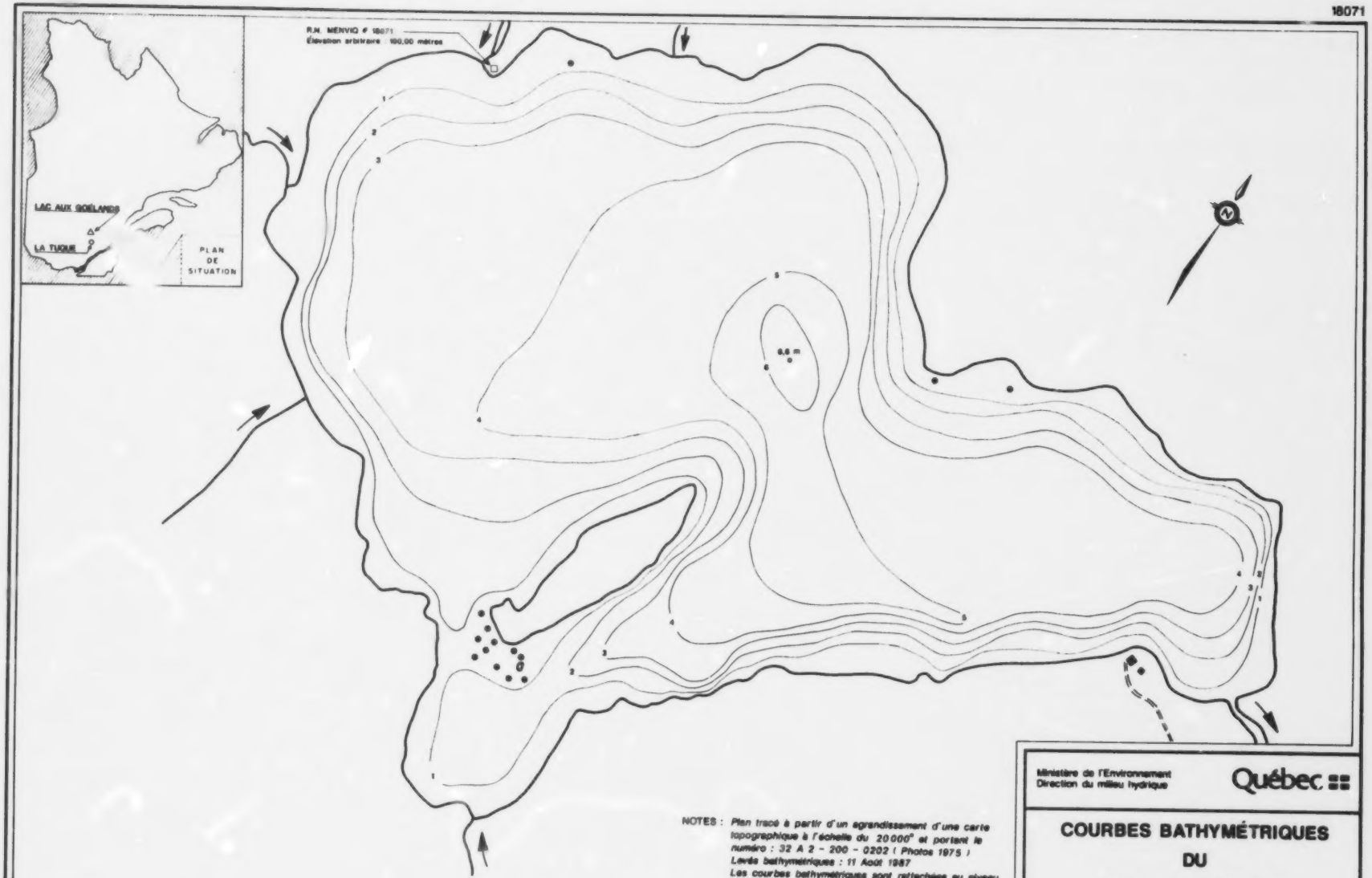
Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC DE LA PLUME

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9977

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 2 - 200 - 0202 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 11 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,55 mètres
Équidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 48° 10' 03"
Longitude : 72° 43' 05"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

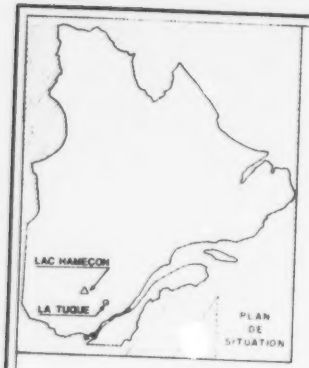
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC AUX GOÉLANDS

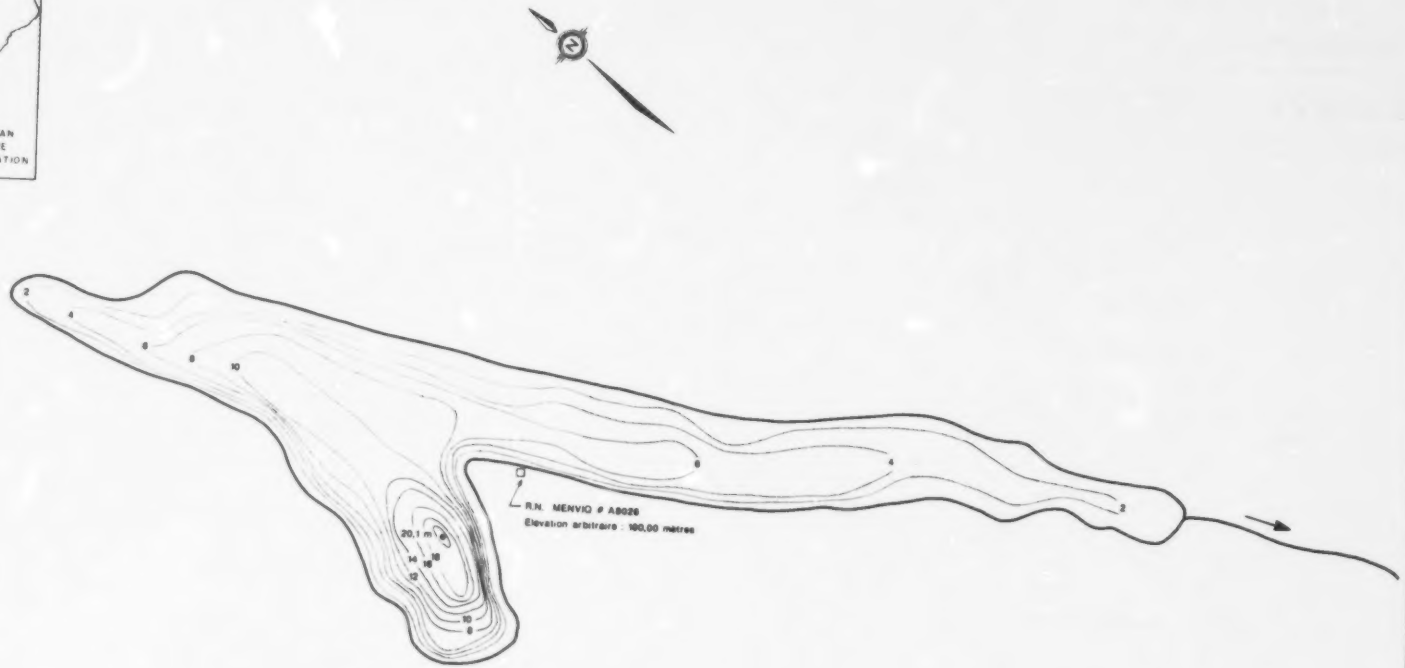
échelle : 60 0 120 240 mètres

C-9975

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

A8028





NOTES : Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 B 1 (Photos 1975)
Levés bathymétriques : 27 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,72 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 00' 46"
Longitude : 74° 15' 51"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

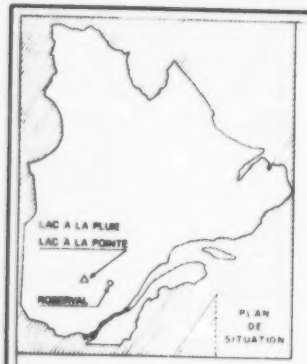
Québec

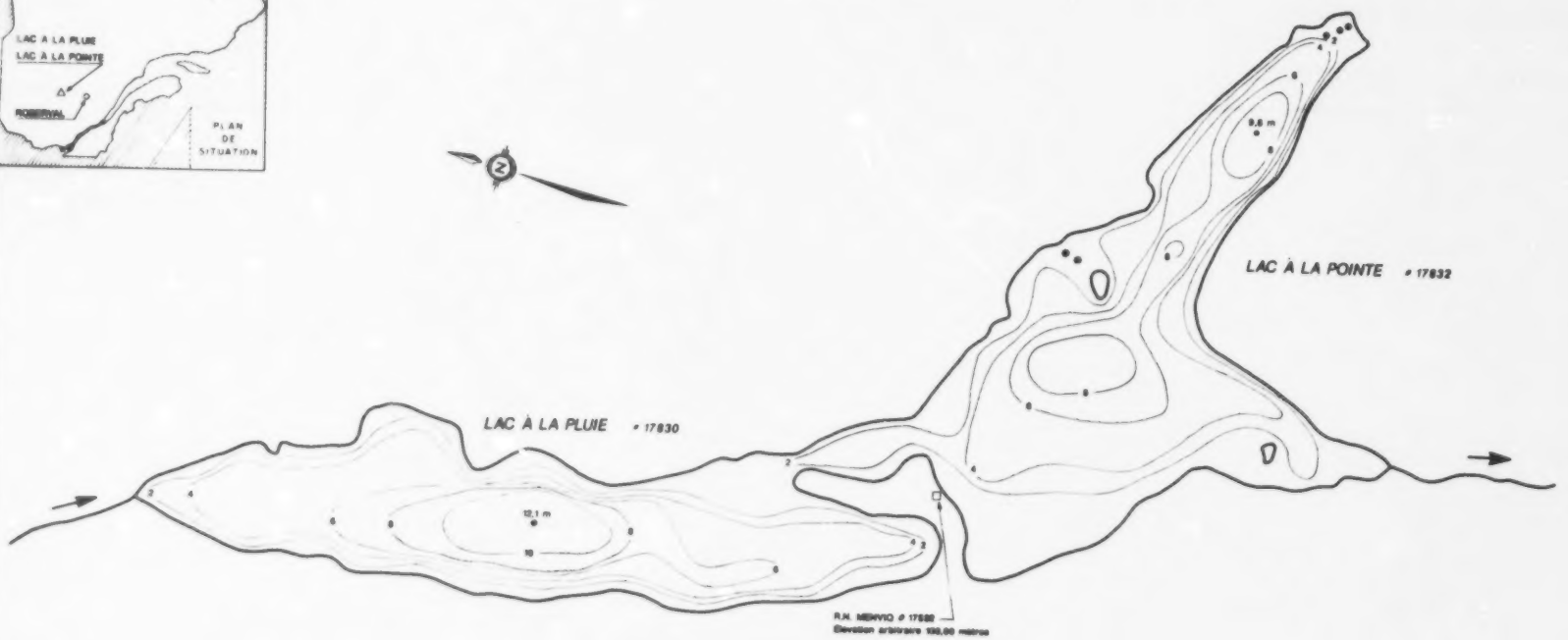
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC HAMEÇON

échelle : 40 0 80 100 mètres

C-9989

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 B 9 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 28 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,13 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres

LAC À LA PLUIE	LAC À LA POINTE
Lat. : 48° 36' 16"	Lat. : 48° 35' 52"
Long : 74° 08' 18"	Long. : 74° 07' 54"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

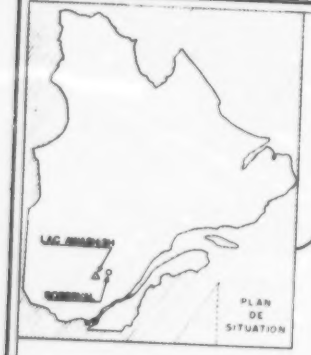
Québec

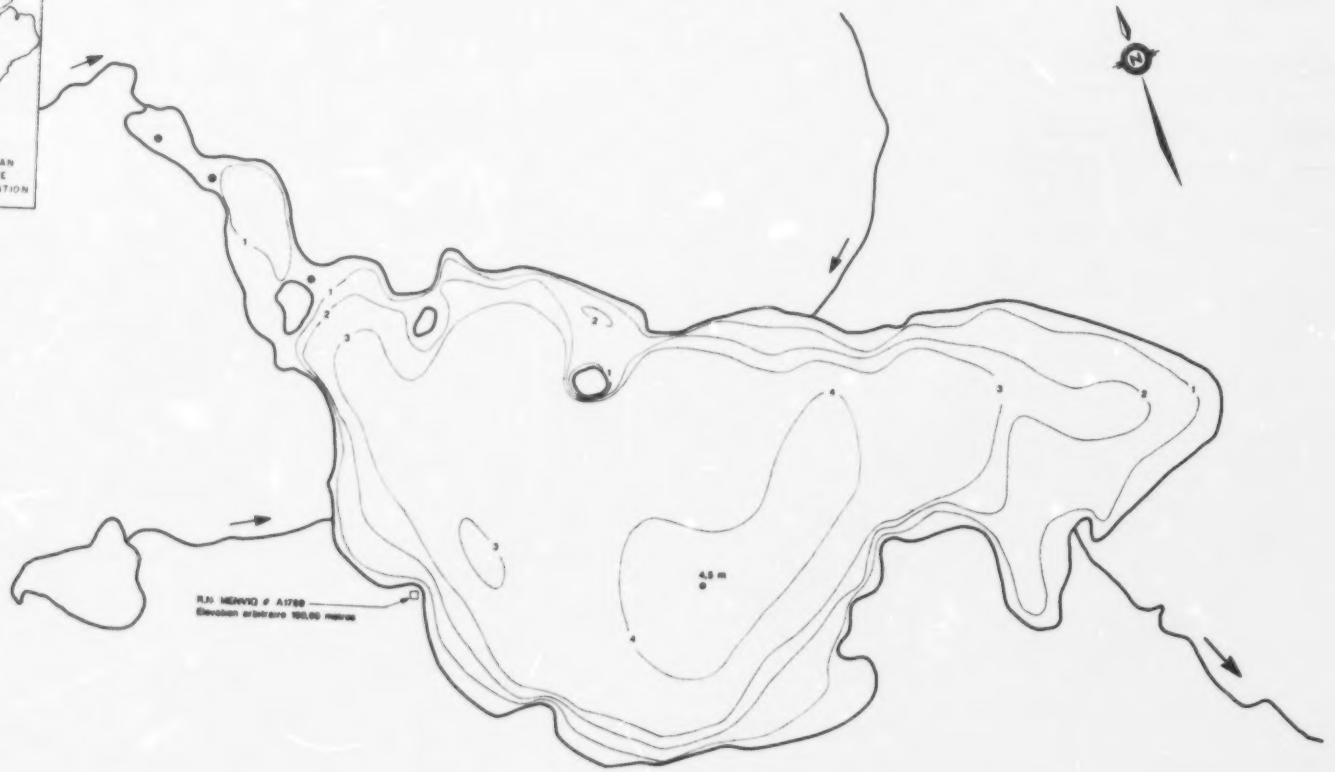
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC À LA PLUIE ET DU LAC À LA POINTE

échelle : 60 0 120 240 mètres

C-9974

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 4 - 200 - 0202 (Photos 1984)*
Levés bathymétriques : 21 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,98 mètres
Equidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 48° 08' 42'
Longitude : 73° 36' 34'

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC AWASHISH

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9984

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

9220

R.N. MERVIC # 9220
Elevation arbitraire 100,00 mètres

NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 31 P 14 - 200 - 0202 (Photos 1981)*
Levés bathymétriques : 14 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,62 mètres
Equidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 47° 56' 44"
Longitude : 73° 14' 07"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

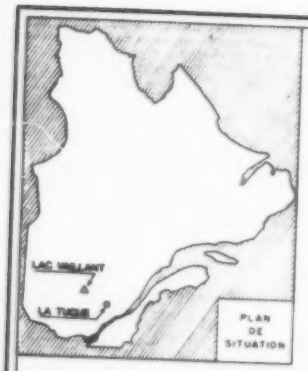
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC OUINEGOMIC

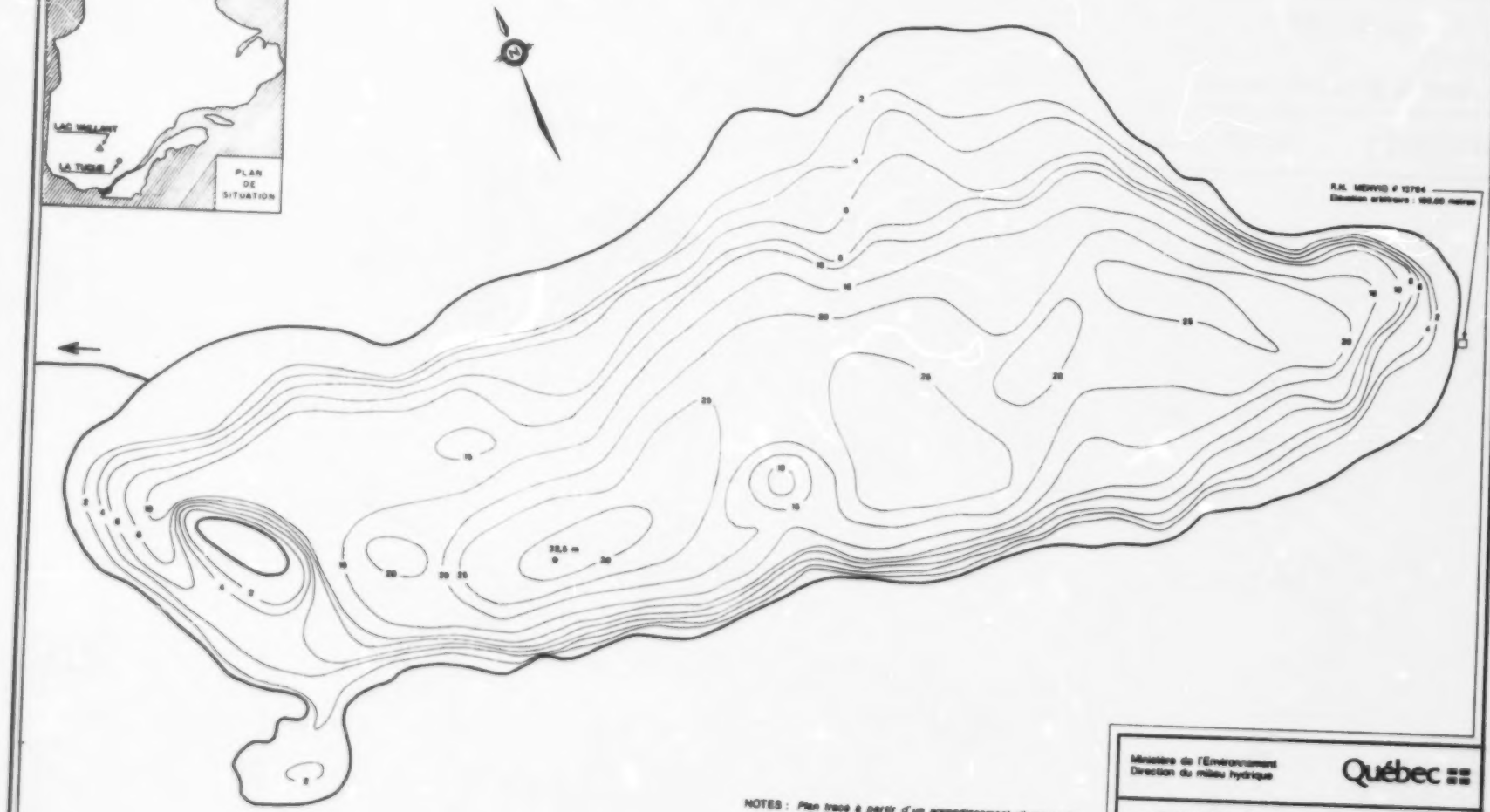
échelle: 60 0 120 240 mètres

C-9968

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

13764





NOTES : Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 B 1 (Photos 1975)
Levés bathymétriques : 18 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,01 mètres
Equidistance des courbes : 2 et 5 mètres
Latitude : 49° 09' 35"
Longitude : 74° 13' 37"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

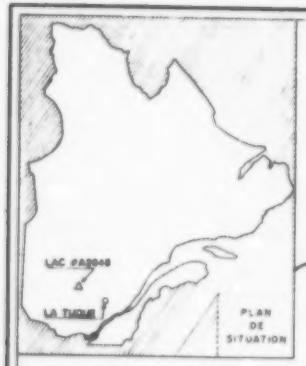
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC VAILLANT

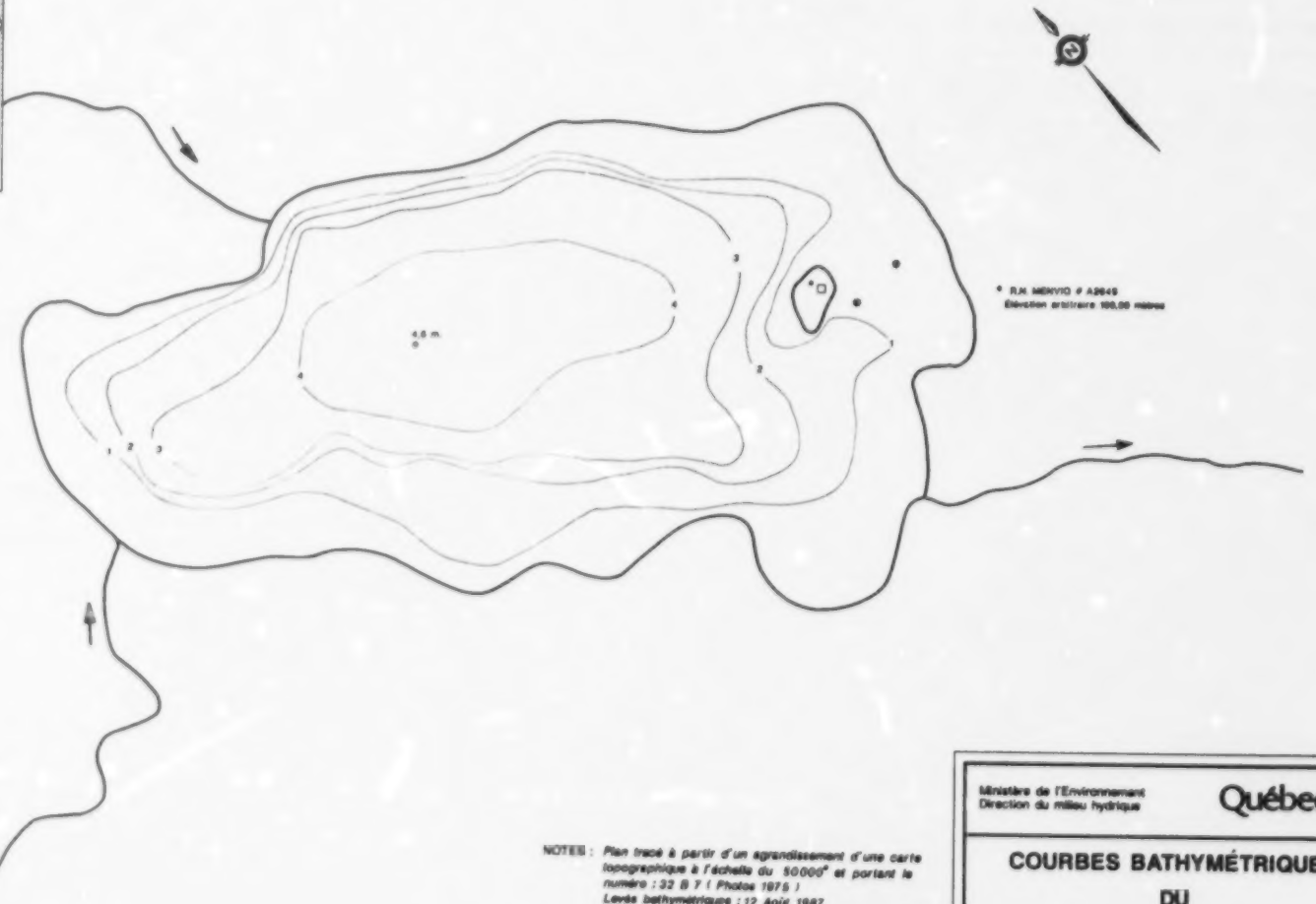
échelle : 40 0 80 160 mètres

C-9971

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

A2648





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50000e et portant le numéro : 32 B 7 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 12 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,41 mètres
Équidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 48° 16' 39"
Longitude : 74° 57' 58"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

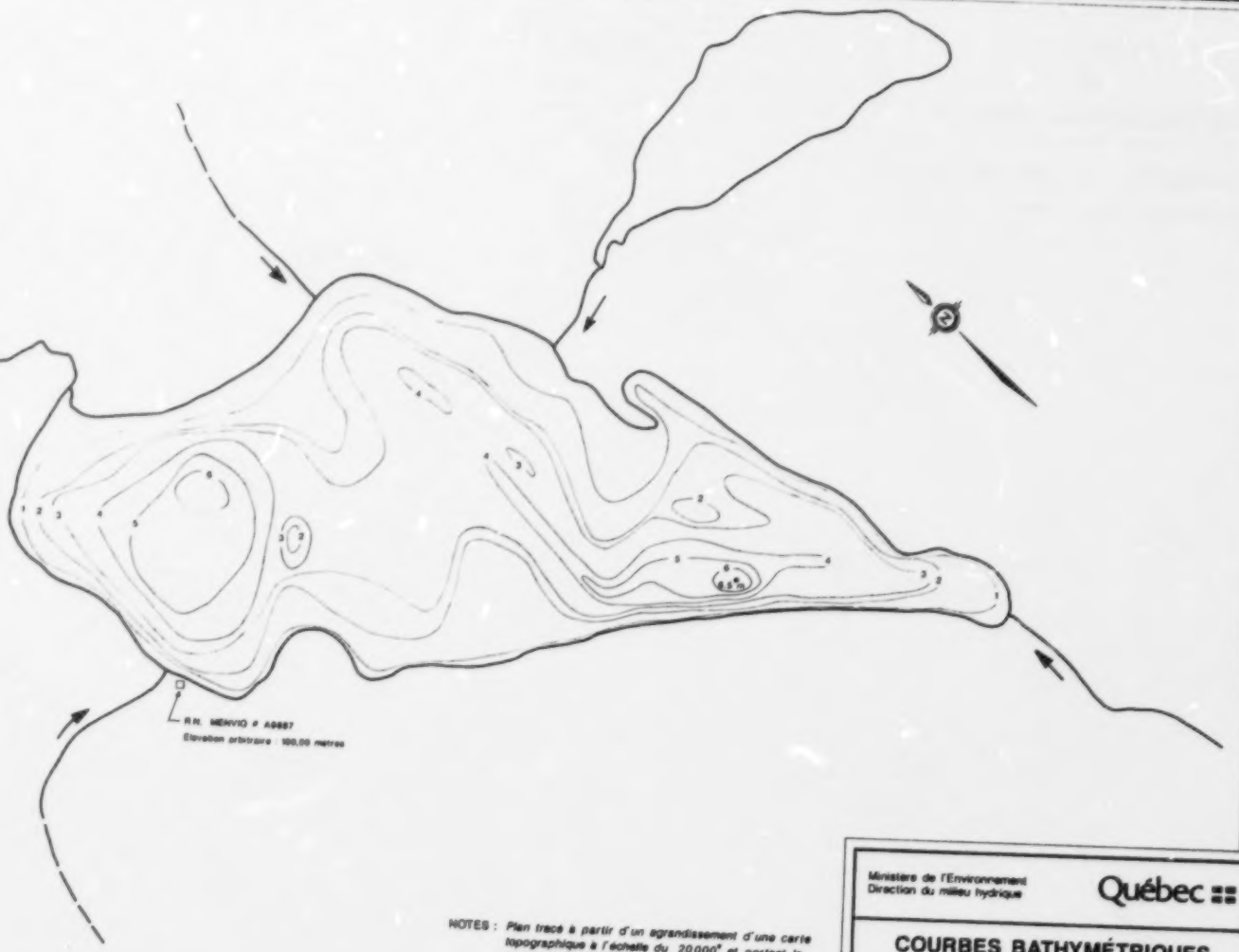
COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # A 2648

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9985

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

A9887



NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20000e et portant le numéro : 32 B 06 - 200 - 0101 (Photos 1984)*
Levés bathymétriques : 11 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élevation arbitraire : 99,93 mètres
Équidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 48° 18' 30'
Longitude : 75° 21' 01'

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

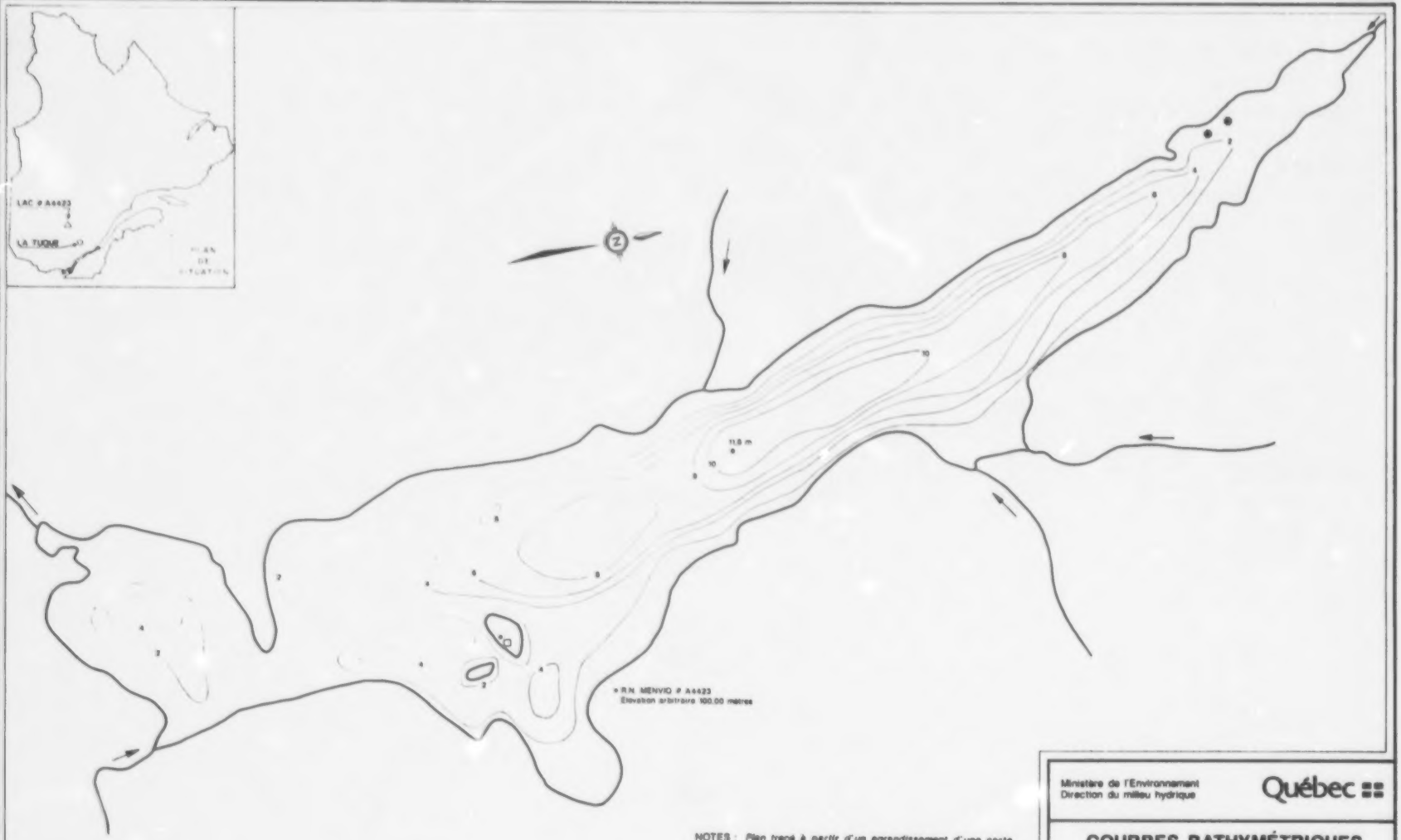
COURBES BATHYMÉTRIQUES
DU
LAC # A9887

échelle: 60 0 120 240 mètres

C-9991

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

A4423



NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 12 - 200 - 0202 (Photos 1984)*
Levés bathymétriques : 17 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98.82 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 44' 03'
Longitude : 73° 38' 32'

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # A 4423

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9987

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 3 - 200 - 0201 (Photos 1984)*
Levés bathymétriques : 14 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,43 mètres
Equidistance des courbes : 1 mètre
Latitude : 46° 07' 28"
Longitude : 73° 18' 55"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC ELMCO

échelle : 40 0 80 160 mètres

C-9981

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

R.N. MENVIQ n° 10456
Élévation arbitraire 100,00 mètres

36,5 m

NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 31 O 16 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 19 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 99,01 mètres
Équidistance des courbes : 2 et 5 mètres
Latitude : 47° 57' 31"
Longitude : 74° 25' 11"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

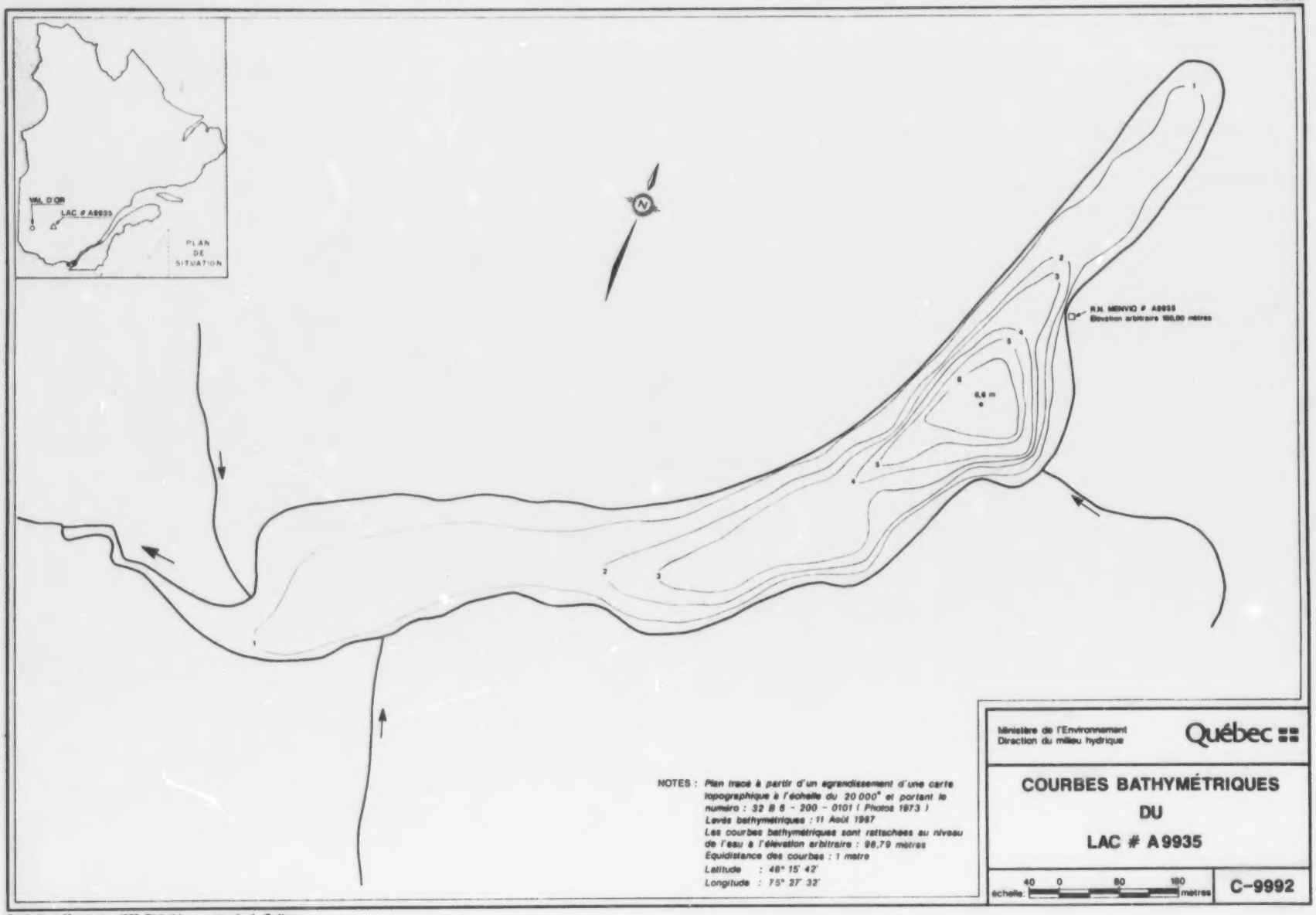
Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC RUBAN

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9969

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec



NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 B 6 - 200 - 0101 (Photos 1973)*
Levés bathymétriques : 11 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,79 mètres
Equidistance des courbes : 1 metre
Latitude : 48° 15' 42'
Longitude : 75° 27' 32'

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

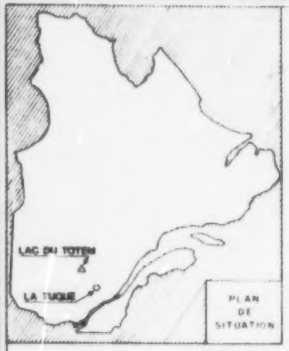
Québec

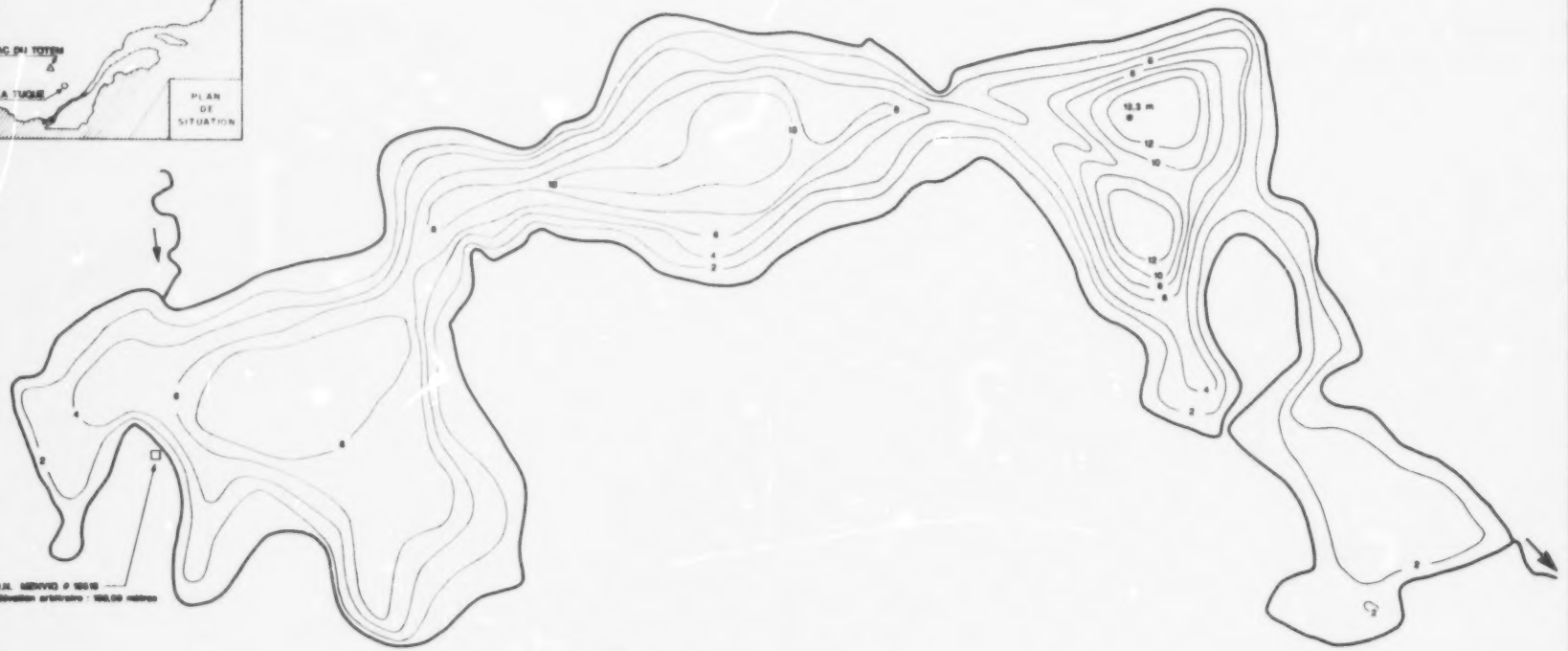
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC # A9935

échelle: 40 0 80 160 mètres

C-9992

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 20 000e et portant le numéro : 32 A 12 - 200 - 0101 (Phase 1984)*
Levés bathymétriques : 20 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 97,48 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 46° 32' 43"
Longitude : 73° 54' 27"

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

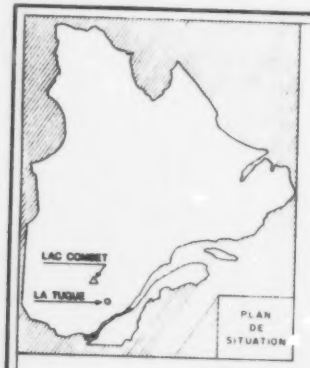
Québec

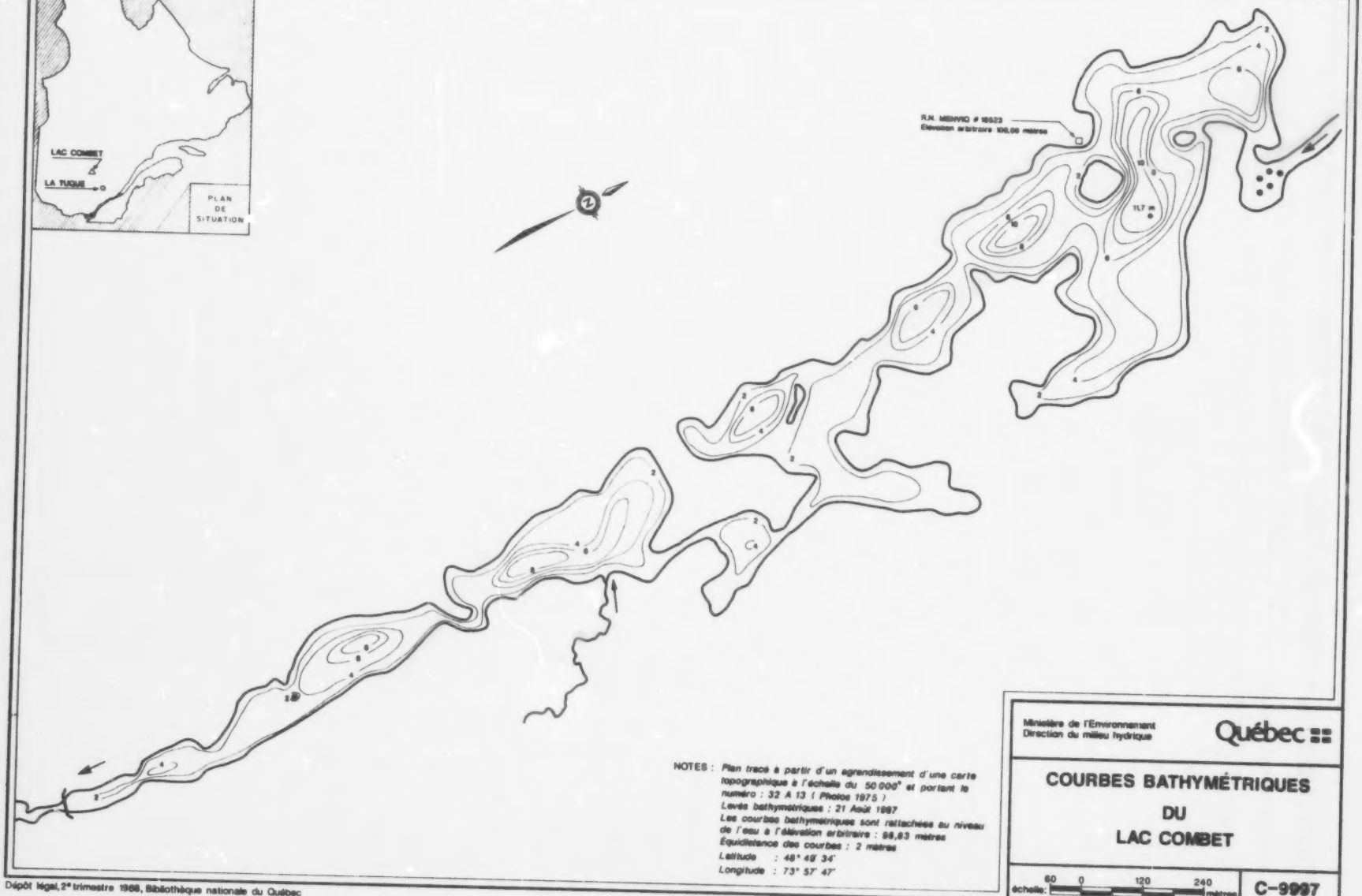
COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC DU TOTEM

échelle : 40 0 80 160 mètres

C-9978

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec





NOTES : *Plan tracé à partir d'un agrandissement d'une carte topographique à l'échelle du 50 000e et portant le numéro : 32 A 13 (Photos 1975)*
Levés bathymétriques : 21 Août 1987
Les courbes bathymétriques sont rattachées au niveau de l'eau à l'élévation arbitraire : 98,83 mètres
Équidistance des courbes : 2 mètres
Latitude : 48° 49' 34'
Longitude : 73° 57' 47'

Ministère de l'Environnement
Direction du milieu hydrique

Québec

COURBES BATHYMÉTRIQUES DU LAC COMBET

échelle: 60 0 120 240 mètres

C-9987

Dépôt légal, 2e trimestre 1988, Bibliothèque nationale du Québec

Annexe 3. Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord.

Numéro de lac	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
pH	4,9	5,1	5,3	5,5	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6	5,7
ESPÈCES										
Perchaude (Perca flavescens)	109 (16,2)	0	0	0	0	208 (29,8)	1 (0,1)	0	0	3 (0,5)
Grand brochet (Esox lucius)	30 (4,4)	0	8 (1,2)	0	0	0	13 (1,0)	0	0	14 (2,2)
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	66 (10,7)	26 (3,8)	152 (20,7)	86 (12,5)	55 (7,8)	20 (1,4)	102 (6,8)	43 (6,6)	1 (0,1)
Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus)	0	7 (1,1)	0	0	0	0	0	8 (0,6)	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	14 (2,3)	0	17 (2,3)	7 (1,0)	90 (12,8)	0	72 (4,8)	3 (0,5)	0
Meunier rouge (Catostomus catostomus)	0	0	1 (0,1)	0	141 (20,4)	0	0	72 (4,8)	13 (2,0)	0
Quitouche (Semotilus corporalis)	0	0	8 (1,2)	19 (2,6)	20 (2,9)	2 (0,2)	6 (0,4)	1 (0,1)	67 (10,3)	9 (1,4)
Doré jaune (Stizostedion vitreum)	0	0	57 (8,4)	0	0	0	68 (4,7)	0	0	29 (4,4)
Touladi (Salvelinus namaycush)	0	0	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	9 (1,3)	0	0	2 (0,2)	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	39 (2,8)	0	0	6 (1,0)
Cisco de lac (Coregonus artedii)	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0	0	0
Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	0	0	0	3 (0,4)	16 (2,3)	0	0	66 (4,4)	20 (3,1)	0
Ventre rouge du Nord (Phoxinus eos)	0	0	0	714 (97,6)	0	0	0	0	0	0
Queue à tache noire (Notropis hudsonius)	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0	0	0
Naseux des rapides (Rhinichthys cataractae)	0	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0	0	0
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	3 (0,5)	0
Méné de lac (Couesius plumbeus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolipis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	139 (20,6)	87 (14,1)	100 (14,7)	907 (123,8)	272 (39,3)	366 (52,1)	151 (10,6)	321 (21,5)	151 (23,2)	62 (9,6)
Nombre total d'espèces	2	3	5	6	6	6	8	6	7	6

Annexe 3. (suite) Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces ichtyologiques prélevées à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord.

Numéro de lac	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
pH	5,8	5,8	5,8	5,8	5,8	5,9	5,9	5,9	6,0	6,0
ESPÈCES										
Perchaude (Perca flavescens)	331 (54,2)	11 (1,6)	0	1 (0,1)	0	54 (3,6)	0	0	0	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	16 (2,3)	7 (1,0)	21 (2,9)	9 (1,3)	0	0	0	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	36 (5,9)	4 (0,6)	24 (3,5)	0	0	101 (6,7)	306 (43,3)	84 (13,6)	87 (12,1)	121 (18,1)
Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	7 (1,2)	0	0	0	0	23 (1,6)	17 (2,4)	7 (1,1)	2 (0,2)	65 (9,7)
Meunier rouge (Catostomus catostomus)	1 (0,1)	0	0	0	0	2 (0,1)	0	0	0	1 (0,1)
Ouitouche (Semotilus corporalis)	22 (3,6)	0	0	0	1 (0,1)	5 (0,4)	0	0	6 (0,8)	9 (1,3)
Doré jaune (Stizostedion vitreum)	0	0	24 (3,5)	22 (3,1)	18 (2,6)	0	0	0	53 (7,3)	0
Touladi (Salvelinus namaycush)	0	0	0	0	0	9 (0,6)	0	0	0	0
Lotte (Lotta lotta)	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	64 (9,2)	43 (6,0)	0	0	0	0	0	0
Cisco de lac (Coregonus artedii)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	4 (0,6)	0	0	0	0	26 (1,8)	158 (22,3)	30 (4,9)	0	128 (19,2)
Ventre rouge du Nord (Phoxinus eos)	0	0	0	0	0	0	0	29 (4,7)	0	0
Queue à tache noire (Notropis hudsonius)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naseux des rapides (Rhinichthys cataractae)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné de lac (Couesius plumbeus)	2 (0,2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolipis)	0	0	0	0	0	0	0	0	2 (0,2)	0
Nombre total de poissons	403 (65,9)	31 (4,4)	119 (17,2)	87 (12,1)	28 (4,1)	221 (14,9)	481 (68,0)	150 (22,2)	148 (20,5)	324 (48,5)
Nombre total d'espèces	7	3	4	4	3	8	3	4	5	5

Annexe 3. (suite) Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces ichtyologiques prélevées à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord.

Numéro de lac	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
pH	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,1	6,2	6,3	6,5	6,6
ESPÈCES										
Perchaude (Perca flavescens)	56 (8,2)	30 (4,7)	11 (1,4)	6 (0,8)	0	637 (86,4)	0	1 (0,1)	0	15 (2,2)
Grand brochet (Esox lucius)	0	4 (0,6)	8 (1,1)	18 (2,5)	0	0	0	14 (2,0)	8 (1,1)	16 (2,4)
Meunier noir (Catostomus commersoni)	48 (7,1)	3 (0,5)	2 (0,3)	13 (1,8)	0	175 (23,8)	50 (7,3)	3 (0,5)	9 (1,3)	1 (0,1)
Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	10 (1,3)	217 (32,0)	0	0	0
Meunier rouge (Catostomus catostomus)	0	0	0	0	0	2 (0,2)	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	218 (31,9)	0	8 (1,1)	6 (0,8)	0	133 (18,0)	0	0	9 (1,2)	0
Doré jaune (Stizostedion vitreum)	0	0	56 (7,3)	66 (9,1)	0	0	0	44 (6,2)	26 (3,6)	0
Touladi (Salvelinus namaycush)	2 (0,2)	2 (0,4)	0	0	0	0	0	0	0	0
Lotte (Lota lota)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	36 (5,5)	78 (10,2)	40 (5,5)	0	0	0	0	83 (11,6)	49 (7,4)
Cisco de lac (Coregonus artedii)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	9 (1,3)	0	0	0	209 (29,0)	25 (3,4)	0	0	0	0
Ventre rouge du Nord (Phoxinus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Queue à tache noire (Notropis hudsonius)	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0,1)	0
Naseux des rapides (Rhinichthys cataractae)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné de lac (Couesius plumbeus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolepis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	333 (48,7)	75 (11,6)	163 (21,4)	149 (20,6)	209 (29,0)	982 (133,1)	267 (39,4)	62 (8,9)	136 (19,0)	81 (12,1)
Nombre total d'espèces	5	5	6	6	1	6	2	4	6	4

Annexe 4. Biomasse totale par unité d'effort (g) des différentes espèces ichtyologiques prélevées à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord. Le poids moyen des individus est indiqué entre parenthèses ($x10^3 g$)

Numéro de lac	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
pH	4,9	5,1	5,3	5,5	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6	5,7
ESPÈCES										
Perchaude (Perca flavescens)	4884,8 (0,03)	0	0	0	0	1171,8 (0,04)	1,0 (0,01)	0	0	22,0 (0,05)
Grand brochet (Esox lucius)	437,6 (1,09)	0	3751,9 (3,20)	0	0	0	1721,3 (1,91)	0	0	7212,8 (3,36)
Meunier noir (Catostomus commersoni)	0	8802,0 (0,83)	3828,1 (1,00)	844,3 (0,40)	1407,6 (0,11)	1530,2 (0,19)	1846,8 (1,33)	523,1 (0,08)	569,6 (0,09)	9,0 (0,05)
Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus)	0	13,1 (0,01)	0	0	0	0	0	10,1 (0,02)	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	23,5 (0,01)	0	7,7 (0,003)	9,6 (0,009)	42,6 (0,003)	0	18,2 (0,003)	5,0 (0,01)	0
Meunier rouge (Catostomus catostomus)	0	0	136,0 (0,93)	0	520,2 (0,03)	0	0	343,8 (0,07)	160,2 (0,08)	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	0	0	174,1 (0,15)	218,2 (0,06)	61,7 (0,02)	9,4 (0,03)	47,0 (0,11)	1,1 (0,02)	574,7 (0,06)	439,6 (0,32)
Doré jaune (Stizostedion vitreum)	0	0	3022,1 (0,36)	0	0	0	2643,5 (0,56)	0	0	2107,4 (0,47)
Touladi (Salvelinus namaycush)	0	0	0	0	0	457,3 (1,58)	0	0	0	0
Lotte (Lotta lotta)	0	0	0	0	0	574,6 (0,45)	0	0	20,6 (0,07)	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	0	0	0	0	1151,3 (0,43)	0	0	380,3 (0,41)
Cisco de lac (Coregonus artedii)	0	0	0	0	0	0	7,3 (0,11)	0	0	0
Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	0	0	0	184,0 (0,45)	220,6 (0,10)	0	0	588,1 (0,13)	255,1 (0,08)	0
Ventre rouge du Nord (Phoxinus eos)	0	0	0	88,7 (0,0009)	0	0	0	0	0	0
Queue à tache noire (Notropis hudsonius)	0	0	0	0,2 (0,0007)	0	0	0	0	0	0
Naseux des rapides (Rhinichthys cataractae)	0	0	0	0	0,1 (0,0004)	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	<0,1 (0,0006)	0	0	0
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	10,4 (0,02)	0
Méné de lac (Couesius plumbeus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolipis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	139	87	100	907	272	366	151	321	151	62
Biomasse totale	5322,5	8838,6	10912,0	1342,9	2219,8	3779,9	7420	1484,4	1585,8	10171

Annexe 4. (suite) Biomasse totale par unité d'effort (g) des différentes espèces ichtyologiques prélevées à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord. Le poids moyen des individus est indiqué entre parenthèses ($x10^3$g).

Numéro de lac	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
pH	5,8	5,8	5,8	5,8	5,8	5,9	5,9	5,9	6,0	6,0
ESPÈCES										
Perchaude (Perca flavescens)	937,4 (0,02)	4,9 (0,003)	0	0,2 (0,001)	0	91,4 (0,03)	0	0	0	0
Grand brochet (Esox lucius)	0	2782,1 (1,22)	2146,0 (2,13)	5932,3 (2,02)	2352,6 (1,79)	0	0	0	0	0
Meunier noir (Catostomus commersoni)	877,1 (0,15)	711,5 (1,25)	2333,2 (0,67)	0	0	1567,6 (0,23)	4749,2 (0,11)	1355,3 (0,10)	12270,0 (1,01)	2515,6 (0,14)
Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	18,2 (0,02)	0	0	0	0	23,8 (0,02)	30,2 (0,01)	8,8 (0,008)	0,2 (0,001)	62,9 (0,006)
Meunier rouge (Catostomus catostomus)	16,7 (0,10)	0	0	0	0	143,9 (1,07)	0	0	0	7,0 (0,05)
Ouitouche (Semotilus corporalis)	131,2 (0,04)	0	0	0	16,7 (0,11)	19,6 (0,06)	0	0	566,9 (0,68)	232,9 (0,17)
Doré jaune (Stizostedion vitreum)	0	0	1660,8 (0,48)	3202,7 (1,04)	1622,6 (0,62)	0	0	0	3446,9 (0,47)	0
Touladi (Salvelinus namaycush)	0	0	0	0	0	887,6 (1,47)	0	0	0	0
Lotte (Lotta lotta)	0	0	0	0	0	9,5 (0,14)	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	0	1316,0 (0,14)	1495,2 (0,25)	0	0	0	0	0	0
Cisco de lac (Coregonus artedii)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	52,3 (0,08)	0	0	0	0	107,6 (0,06)	2428,2 (0,11)	778,1 (0,16)	0	990,2 (0,05)
Ventre rouge du Nord (Phoxinus eos)	0	0	0	0	0	0	0	5,9 (0,001)	0	0
Queue à tache noire (Notropis hudsonius)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naseux des rapides (Rhinichthys cataractae)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné de lac (Couesius plumbeus)	6,5 (0,02)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolipis)	0	0	0	0	0	0	0	0	<0,1	0
Nombre total de poissons	403	31	119	87	28	221	481	150	148	324
Biomasse totale	2039,4	3498,5	7456	10630	3991,9	2851	7207,7	2148	16284	3808,4

Annexe 4. (suite) Biomasse totale par unité d'effort (g) des différentes espèces ichtyologiques prélevés à l'aide de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans 30 lacs de la Mauricie-Nord. Le poids moyen des individus est indiqué entre parenthèses ($x10^3$g)

Numéro de lac	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
pH	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,1	6,2	6,3	6,5	6,6
ESPÈCES										
Perchaude (Perca flavescens)	66,7 (0,008)	100,8 (0,02)	38,2 (0,03)	18,8 (0,02)	0	2505,7 (0,03)	0	1,3 (0,01)	0	5,0 (0,002)
Grand brochet (Esox lucius)	0	1226,6 (1,99)	2136,4 (2,04)	9485,8 (3,80)	0	0	0	2383,4 (1,20)	1160,3 (1,03)	1840,3 (0,78)
Meunier noir (Catostomus commersoni)	1075,2 (0,15)	95,8 (0,21)	215,6 (0,82)	2326,9 (1,29)	0	3852,7 (0,16)	181,1 (0,02)	581,9 (1,36)	708,7 (0,56)	70,4 (0,47)
Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mulet perlé (Semotilus margarita)	0	0	0	0	0	17,5 (0,01)	122,4 (0,004)	0	0	0
Meunier rouge (Catostomus catostomus)	0	0	0	0	0	81,7 (0,30)	0	0	0	0
Ouitouche (Semotilus corporalis)	528,2 (0,02)	0	299,9 (0,29)	240,2 (0,29)	0	379,4 (0,02)	0	0	71,0 (0,06)	0
Doré jaune (Stizostedion vitreum)	0	0	4152,1 (0,57)	4041,2 (0,44)	0	0	0	3091,8 (0,49)	1842,1 (0,50)	0
Touladi (Salvelinus namaycush)	753,4 (2,57)	496,1 (1,61)	0	0	0	0	0	0	0	0
Lotte (Lotta lotta)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grand corégone (Coregonus clupeaformis)	0	627,1 (0,11)	8220,1 (0,80)	4198,7 (0,76)	0	0	0	0	4201,1 (0,36)	6089,8 (0,82)
Cisco de lac (Coregonus artedii)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	238,2 (0,18)	0	0	0	2678,3 (0,09)	227,4 (0,07)	0	0	0	0
Ventre rouge du Nord (Phoxinus eos)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Queue à tache noire (Notropis hudsonius)	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1 (0,0005)	0
Naseux des rapides (Rhinichthys cataractae)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chabot tacheté (Cottus bairdi)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné à nageoires rouges (Notropis cornutus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Méné de lac (Couesius plumbeus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Museau noir (Notropis heterolipis)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nombre total de poissons	333	75	163	149	209	982	267	62	136	81
Biomasse totale	2661,8	2546,4	15062,3	20312	2678,3	7064,5	303,5	6058,4	7983,4	8005,6

Gouvernement du Québec
Ministère de
l'Environnement